

**Univerzita Karlova**

**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Ekologie



**Vývoj metaspolečenstev klanonožců, lasturnatek a měkkýšů kokořínských tůní v  
dlouhodobém gradientu**

Metacommunities of the copepods, molluscs and ostracods in Kokořínsko pools on the  
longterm gradient

**Bc. Adéla Tichá**

Diplomová práce

Školitel: RNDr. Petr Jan Juračka, Ph.D.

Praha, 2020



## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, dne

Bc. Adéla Tichá





## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala svému školiteli, Petru Janu Juračkovi, za vedení této práce a za cenné zkušenosti, které jsem v rámci spolupráce s ním získala. Také děkuji svému manželovi Vaškovi za technickou pomoc a za podporu během celého studia.

## ABSTRAKT

Správa Chráněné krajinné oblasti Kokořínsko – Máchův kraj započala před takřka dvaceti lety na svém území s obnovou a také s výstavbou zcela nových drobných vodních ploch, které měly za cíl udržet vodu v krajině a poskytnout příhodné životní prostředí pro chráněné druhy obojživelníků i bezobratlých, na které je zaměřena tato práce. Většina studií zaměřených na společenstva takových habitatů bývá založena na datech z jedné, nanejvýše dvou sezón, a zcela tak opomíjí vývoj složení těchto společenstev v delších časových obdobích. V rámci této studie však navazují na předchozí výzkum druhového složení malých tůní v CHKO Kokořínsko, který proběhl v letech 2005 a 2006 a kde pokračovaly odběry v letech 2009 a 2017 odběry ve stejných tůních pokračovaly. Zkoumala jsem, jaký má vliv prostorové uspořádání a environmentální podmínky jednotlivých tůní na druhové složení lasturnatek, klanonožců a měkkýšů v jednotlivých letech a jak se změnilo zastoupení jednotlivých druhů na více jak desetiletém gradientu. U klanonožců a lasturnatek jsem od roku 2006 kromě jedné výjimky nepozorovala žádný nově přichodící druh, naopak došlo k poklesu v počtu druhů. U měkkýšů proběhla mezi jednotlivými odběrovými roky větší výměna druhů a v roce 2017 jsem pozorovala o jeden druh více než v roce 2005, přičemž z 18 druhů vyskytujících se v roce 2017 jich bylo z roku 2005 původních pouze 14. U všech tří skupin s narůstajícím časem klesal vliv pozice tůně v rámci zkoumané oblasti, u klanonožců kleslo množství vysvětlené variability druhového složení prostorovými daty z 5,8 % na 1,5 %, u lasturnatek z 9,4 % na 8,0 % a u měkkýšů z 28,2 % na 16,2 %. Vliv lokálních podmínek se naopak téměř nezměnil, či pouze mírně posílil.

**Klíčová slova:** klanonožci, lasturnatky, měkkýši, zooplankton, metaspolečenstva, pasivní disperze, tůně, Kokořínsko

## ABSTRACT

Re-creation and building new small freshwater habitats belong among the important management activities within the Protected Landscape Area Kokořínsko – Máchův kraj (Czech Republic) for almost two decades. These pools keep the water within the landscape and serve as the habitats for vulnerable species of amphibians and invertebrates, which I have studied within this thesis. Most studies focusing on studying metacommunities of small water bodies have been based on the data from one or two seasons, and thus completely neglect the development of composition of these metacommunities over longer periods of time. This thesis builds on previous research on the species composition of small ponds in the Kokořínsko Protected Landscape Area, which had been done in 2005 and 2006. In 2009 and 2017, sampling in the same ponds continued. I investigated the influence of spatial and environmental variables of individual ponds on the species composition of ostracods, copepods and molluscs in specific years and how has the representation of individual species changed among those years. With one exception, I have not observed any new incoming species of copepods and ostracods since 2006; the number of species had in fact decreased. In the case of molluscs, there was a significant exchange of species between individual sampling years, and in 2017 I observed one more species compared with the year 2005, while of the 18 species occurring in 2017, only 14 were native in 2005. In all three groups, with increasing time, the influence of the location of the pond decreased. In case of copepods, explained variability of the species composition by the spatial data decreased from 5,8 % to 1,5 %, in the case of ostracods from 9,4 % to 8,0 % and in the molluscs from 28,2 % to 16,2 %. However, the influence of local conditions has stayed the same or slightly increased.

**Key words:** copepods, ostracods, molluscs, zooplankton, metacommunities, passive dispersal, ponds, Kokořínsko

## OBSAH

1.	ÚVOD .....	1
1.1.	TŮNĚ .....	2
1.2.	STUDIUM ZOOPLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV .....	3
1.3.	EFEKT ZAKLADATELE (PRIORITY EFFECT) .....	5
1.4.	PASIVNÍ DISPERZE .....	7
1.5.	ZKOUMANÉ SKUPINY ŽIVOČICHŮ .....	10
1.5.1.	KLANONOŽCI .....	10
	Ekologie klanonožců .....	10
	Rozmnožování klanonožců .....	11
1.5.2.	LASTURNATKY .....	11
	Ekologie lasturnatek .....	11
	Rozmnožování lasturnatek .....	12
1.5.3.	MĚKKÝŠI .....	13
	Ekologie měkkýšů .....	13
	Rozmnožování plžů .....	14
	Rozmnožování mlžů .....	14
2.	CÍLE PRÁCE .....	15
2.1.	OTÁZKY .....	15
2.2.	HYPOTÉZY .....	15
3.	METODIKA .....	16
3.1.	LOKALITA .....	16
3.2.	ODBĚR VZORKŮ .....	19
3.3.	STATISTICKÁ ANALÝZA .....	19
4.	VÝSLEDKY .....	21
4.1.	VELIKOST TŮNÍ .....	21
4.2.	POČET DRUHŮ KLANONOŽCŮ .....	21
4.3.	POČET DRUHŮ LASTURNATEK .....	22
4.4.	POČET DRUHŮ MĚKKÝŠŮ .....	22
4.5.	ANALÝZA DRUHOVÉHO SLOŽENÍ .....	24
4.6.	ANALÝZA DRUHOVÉHO BOHATSTVÍ .....	27

5.	DISKUZE .....	29
5.1.	POČET DRUHŮ .....	29
5.2.	VLIV LOKÁLNÍCH PODMÍNEK NA POČET DRUHŮ.....	29
5.3.	NEJVÍCE ROZŠÍŘENÉ DRUHY .....	30
5.4.	VLIV PROSTOROVÝCH PODMÍNEK A LOKÁLNÍCH PODMÍNEK PROSTŘEDÍ NA ROZMÍSTĚNÍ DRUHŮ .....	33
6.	ZÁVĚR.....	36
7.	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY .....	37
8.	PŘÍLOHY .....	51

## 1. ÚVOD

Na vnitrozemské stojaté vody můžeme nahlížet jako “ostrovy“ v pevnině (Ripley and Simovich, 2009). Jejich izolace však není absolutní a organismy se mezi jednotlivými habitaty mohou přesouvat například během záplav (Michels et al., 2001), nebo přes souš pomocí zvířecích (např. Cohen and Shurin, 2003; Vanschoenwinkel et al., 2008a) a jiných vektorů (např. Cáceres and Soluk, 2002; Vanschoenwinkel et al., 2009). Na začátku 21. století nastal velký rozvoj v oblasti studia zooplanktonních společenstev v malých, často izolovaných tůních (např. Shurin et al., 2000, Leibold et al., 2004), které nabízí dobrou příležitost ke studii disperze organismů a toho, jak jejich na dynamiku působí různé ekologické faktory (Hanly and Mittelbach, 2017). V průběhu posledních dekad tak byly ustáleny nové pojmy a snaha najít společné vzorce v nejrůznějších metaspolečenstvech (Heino et al., 2015). Celá řada prací se zabývá zjišťováním toho, jaké druhy převážně zooplanktonních živočichů osidlují nově vzniklé vodní lokality. Ať už se jedná o uměle vytvořené malé tůně (Audet et al., 2013; Louette et al., 2008; Shurin et al., 2000), či o opětovné osidlování vodních nádrží po odstranění rybí obsádky (Knapp and Sarnelle, 2008; Sarnelle and Knapp, 2004). Pro většinu takovýchto výzkumu je však typické, že se věnují převážně perloočkám, které jsou hojně rozšířené ve všech typech sladkovodních ekosystémů a díky partenogenetickému typu rozmnožování těmto ekosystémům také často dominují (např. Louette and De Meester, 2004).

V roce 2005 a 2006 Juračka et al. provedli první odběry nedávno vytvořených či znovu obnovených tůní v CHKO Kokořínsko, během kterých se zaměřili na pasivně i aktivně se šířící vodní bezobratlé. Ze skupiny pasivně šířících se jednalo o korýše (perloočky, klanonožce a lasturnatky), vírňíky a měkkýše. Ze skupiny aktivně se šířících odebírali vzorky ploštic, brouků a vážek. Popsali, jak přirozená topografie v CHKO Kokořínsko, které je na mnoha místech tvořeno hlubokými roklemi, znesnadňuje šíření jak pasivně, tak aktivně se šířících bezobratlých a pravděpodobně i jejich zvířecích vektorů. Všichni tito živočichové převážně následují přirozené trasy vzniklé roklemi (Juračka et al., 2016). Distribuci bezobratlých živočichů v nově vzniklých tůních ovlivňuje více charakteristika krajiny (např. vzdálenost mezi jednotlivými tůněmi aj.) než přírodní podmínky jednotlivých tůní (např. velikost tůně, množství rostlin aj.) (Juračka et al., 2019). Tato diplomová práce přímo navazuje na výše zmíněné odběry z let 2005 a 2006 a to analýzou odběrů stejných tůní z let 2009 a 2017. Na rozdíl od předchozích odběrů jsem se věnovala pouze klanonožcům, lasturnatkám a měkkýšům.

## 1.1. TŮNĚ

Tůně, tj. vodní plochy malé velikosti, zabírají nezanedbatelnou část pevniny (Downing et al., 2006). Zatímco v českém jazyce známe pouze pojem tůň, označující malou vodní plochu, v anglicky psané literatuře se setkáváme s pojmy pond a pool. Anglickým výrazem pond se rozumí vodní plocha malé velikosti, která zadržuje vodu během celého roku. Na druhé straně pojem pool označuje vodní útvar, který pravidelně vysychá (Davies and Day, 1998). Není jasně definováno, od jaké velikosti již tůň označovat jako jezero, jelikož oba vodní útvary se v některých funkčních a strukturálních vlastnostech velmi podobají (De Meester et al., 2005). Typické pro tůně do velikosti cca 1 ha je to, že se v nich nevyskytují žádné ryby (nebo jen zcela výjimečně), jelikož nejsou adaptovány na podmínky letního vyschnutí či zimního zamrznutí vody (Søndergaard et al., 2005). Absence ryb přispívá ke zvýšené pravděpodobnosti výskytu fáze “čisté vody“ s nízkou koncentrací fytoplanktonu<sup>1</sup>, která je způsobena intenzivním požíváním řas zooplanktonem (Scheffer et al., 2006). Při absenci ryb je množství zooplanktonu kontrolováno predátory z řad bezobratlých (např. koretry, vodní ploštice aj.) (Søndergaard et al., 2005). Pokud nejsou tůně trvale zastíněny, mají často relativně větší množství ponořené vegetace vzhledem k velikosti vodní plochy než větší jezera (Van Geest et al., 2003). Jsou také ve větším kontaktu s okolními terestrickými ekosystémy a mají relativně větší litorální zónu, v důsledku toho i větší výměnu materiálu a organismů mezi terestrickým a vodním ekosystémem (Palik et al., 2001). V malých tůních se nacházejí většinou takové druhy živočichů a rostlin, které upřednostňují stojatou vodu. Můžeme v nich nalézt často rozmanitější ekosystém než ve velkých jezerech. Biologická diverzita vztahovaná ku ploše je v malých jezerech a tůních zpravidla rovněž větší, než ve velkých jezerech (Gee et al., 1997; Oertli et al., 2002).

V nedávné historii kvůli lidským zásahům do životního prostředí velká část tůní z krajiny zmizela (Oertli et al., 2002). Jeden z důvodů je ten, že v dnešní době je velká část vodních toků upravena a nové tůně se v jejich nivách tvoří již jen výjimečně (Oertli, 2018). Dalším důvodem je urbanizace a s ní spojená úprava krajiny. V dnešní době roste snaha o jejich obnovu a vytváření nových, přičemž v některých místech světa je minimum tůní přírodního původu a většina existujících je vytvořených lidskou aktivitou (Oertli et al., 2002). Vzhledem k malé velikosti, velkému počtu tůní v krajině a případně snadnému vytvoření, se tyto vodní

---

<sup>1</sup> Fáze čisté vody (anglicky „*clear water phase*“) je období, kdy i v eutrofních vodách dochází k redukci fytoplanktonu, což má za následek vyšší průhlednost vody. Redukce fytoplanktonu je způsobena zvýšeným výskytem zooplanktonu a sníženým obsahem živin (např. Arndt and Nixdorf, 1991).

útvary staly důležitou součástí ochrany přírody, ať už se jedná o ochranu druhů, zvýšení biodiverzity, či zadržování vody v krajině (Blaustein and Schwartz, 2001; Céréghino et al., 2008; Louette and De Meester, 2004; Williams et al., 2008).

## 1.2. STUDIUM ZOOPLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV

Jako společenstvo jsou označováni jedinci všech druhů, kteří spolu mohou interagovat na jedné lokalitě. Pojem metaspolečenstva pak označujeme soubor lokálních společenstev, která spolu mohou interagovat skrze disperzi (Wilson, 1992). S rostoucí vzdáleností mezi jednotlivými tůňemi roste i rozdílnost v jejich druhovém složení (Sferra et al., 2017). Predikce toho, jaký vliv bude mít disperze na společenstva zooplanktonu, je velmi těžká. Vždy záleží na tom, o jaké druhy se jedná (Forrest and Arnott, 2007).

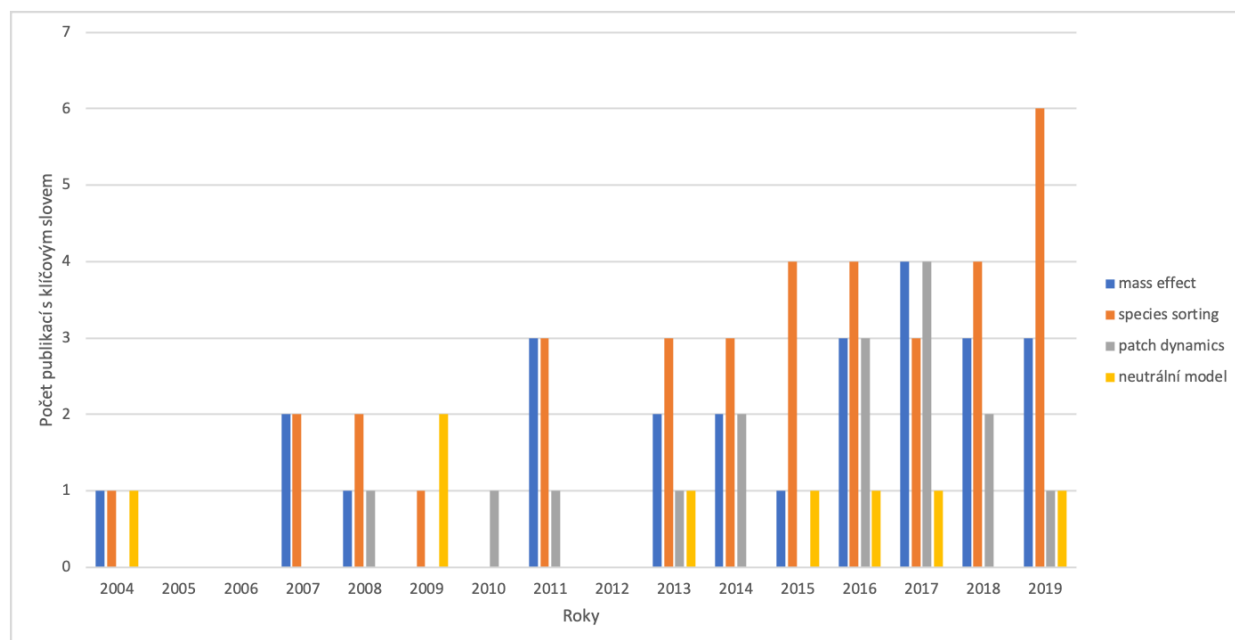
Řada výzkumů podporuje myšlenku, že strukturovat společenstva zooplanktonu mohou jak disperze, tak podmínky uvnitř vodních habitatů a populační dynamika (Downing et al., 2006). Vzájemné poměry síly efektů prostorového uspořádání vodních habitatů, jejich podmínek a vlastností druhů jsou často v odborné literatuře popisovány pomocí čtyř základních modelů. Jedná se o: 1) neutrální model, 2) patch dynamics, 3) species sorting a 4) mass effects (Leibold et al., 2004). První (neutrální model) je z těchto čtyř nejjednodušší. Předpokládá, že všechny druhy mají stejné nároky a struktura výsledných společenstev je tak řízena pouze mírou speciace, migrací, příchodem nových druhů a extinkcí (Hubbell, 2001). Dle tohoto pohledu by na rozdíly ve složení společenstev měla mít vliv pouze vzdálenost mezi lokalitami, zatímco environmentální podmínky na jejich složení nemají vliv žádný (Heino et al., 2015). Patch dynamics teorie říká, že v odlehlých či nedávno disturbovaných lokalitách budou dominovat druhy s lepší schopností disperze, zatímco v méně izolovaných a vývojově starších lokalitách dominují druhy, které lépe obstojí v kompetici (Holeyak et al., 2005). Stejně jako v neutrálním modelu, tak také v patch dynamics modelu neovlivňují environmentální podmínky složení zooplanktonních společenstev (Leibold et al., 2004). Na rozdíl od neutrálního a patch dynamics modelu již environmentální podmínky prostředí ve species sorting modelu složení společenstev ovlivňují. Dalším faktorem ovlivňují společenstva jsou vzájemné biologické interakce jednotlivých druhů. Pro zooplanktonní druhy musí být snadné migrovat mezi jednotlivými vodními plochami, aby mohly reagovat na měnící se podmínky v lokalitách (Leibold et al., 2004; Soininen, 2014). Mass effects model říká, že snáze se budou druhy šířit v místech, kde



jsou jednotlivé lokality více propojeny. To může způsobit, že druhy budou migrovat i na místa, která nejsou vhodná k jejich životu. Druhy tam neprosperují, ale jejich úplnému vymizení brání stálý příchod jedinců z míst, která jsou k jejich životu více vhodná (Leibold et al., 2004). Mass effects převládají ve vysvětlení druhového složení metaspolečenstev v menším zkoumaném měřítku a v lokalitách, které jsou navzájem více propojeny (Ng et al., 2009). Velká variabilita podmínek v malých tůních by mohla mít za následek to, že mass effect, efekt zakladatele a limitace disperse jsou hlavními faktory vysvětlující složení metaspolečenstev (Heino et al., 2015).

Cottenie (2005) porovnal více než 150 dosud publikovaných prací o sladkovodních metaspolečenstvech a zjistil, že dle dostupných dat v přírodě dominuje species sorting model (44 % případů), zatímco neutrální a patch dynamics modely dohromady vysvětlují pouze nepatrné množství (8 %) ve složení metaspolečenstev. Pokud by opravdu platil názor Winegardnera et al. (2012) a Heina et al. (2015), že patch dynamics model (stejně jako mass effects) je pouze speciální případ species sorting modelu, vysvětlovala by se tímto modelem většina složení metaspolečenstev. Výše zmíněné modely však představují pouze základní paradigmatata sloužící k pochopení druhového složení metaspolečenstev. Po vzniku definic těchto čtyř modelů byla snaha metaspolečenstva k jednomu z modelů přiřadit, i když reálná metaspolečenstva odpovídají kombinaci více modelů (Logue et al., 2011; Pandit et al., 2009). I když se v současné době s modely v odborných publikacích stále můžeme setkat (např. Castillo-Escrivà et al., 2017), někteří autoři od nich odstupují (Winegardner et al., 2012) (četnost výskytu klíčových slov je graficky znázorněna v grafu 1).

*Graf 1: Četnost výskytu klíčových slov modelů sladkovodních metaspolečenstev dle databáze dostupné na Web of Science. Vyhledávala jsem dle následující kombinace klíčových slov: časové rozmezí = 2004-2019, (1) metacommunit AND mass effect AND freshwater, (2) metacommunit AND species sorting AND freshwater, (3) metacommunit AND patch dynamic AND freshwater, (4) metacommunit AND neutral model AND freshwater*



### 1.3. EFEKT ZAKLADATELE (priority effect)

Druhově bohaté lokality mohou vykazovat silné biotické interakce, které stěžují uchycení se nově příchozím druhům (Cadotte, 2006; Shurin, 2000). V kontextu ekologie metaspolečenstev označuje pojem efekt zakladatele situaci, kdy dynamiku a strukturu jednotlivých společenstev ovlivňuje pořadí příchodu jednotlivých druhů na lokalitu (De Meester et al., 2016). Efekt zakladatele způsobuje, že nově příchozí druhy nedokážou úspěšně osídlit starší lokalitu. Brání jim v tom druhy, které úspěšně monopolizovaly lokalitu jako první (Allen, 2007; De Meester et al., 2002; Louette and De Meester, 2007; Shurin, 2000). První příchozí druhy čerpají množství výhod z monopolizace nové lokality a svojí přítomností neumožní tyto výhody čerpat později příchozím druhům (De Meester et al., 2002, 2016). Díky interakcím, jako je třeba inhibice vývoje jiných druhů, mohou lokalitám dominovat po dlouhou dobu. Úspěšnost prvních kolonistů může být také způsobena tím, že se jejich populace rychle rozmnoží a spotřebuje všechny zdroje, které již nejsou dostupné pro nově příchozí druhy a ty se nemohou úspěšně rozmnožovat (Connell and Slatyer, 1977). Vše je ovlivněno časovým rozestupem mezi příchody jednotlivých druhů, nosnou kapacitou lokality a růstovou rychlostí

populace, která na lokalitu přišla dříve (De Meester et al., 2016). Pokud se v lokalitě nevyskytnou jiné abiotické disturbance, jakými mohou být třeba vyschnutí tůň či změna chemismu vody, tak je úspěšnost druhů kontrolována převážně výskytem predátorů a příchodem konkurenčních druhů (Halpern et al., 2005). Změny, které jsou způsobeny abiotickými faktory, na druhou stranu mohou vést ke změně v kompetici a predaci, čímž mohou být ovlivněny i změny v druhovém složení zooplanktonních společenstev (Cottenie et al., 2003; Lodge et al., 1987; Shurin et al., 2000). Kompetitivní teorie metaspolečenstev předpokládá, že vztah mezi druhovou bohatostí a stádiem sukcese je unimodální a že maximální druhová bohatost nastává v raných až středních stádiích sukcese (Mouquet et al., 2003).

Úspěšné osídlení nového habitatu je závislé na tom, zda je druh schopen se pomocí disperze lokalitu objevit a zda je schopen se na ní uchytit (Caley and Schluter, 1997). Některé druhy s dobrou schopností disperze nemusejí být schopné osídlit nově vzniklou lokalitu, protože je v regionu málo jedinců, zatímco jiný druh s velkým počtem jedinců není schopen novou lokalitu osídlit, protože možnosti jeho disperze jsou omezené (Louette et al., 2008). To, že některé druhy osídlují nově vzniklé habitaty mezi prvními, ještě neznamená, že mají lepší schopnost disperze než druhy přicházející později (Hanly and Mittelbach, 2017). Časový rozestup v příchodu nových druhů a tím i vzniku dominance dříve přichozího druhu byl pozorován například u perlooček, kdy stačily dva týdny pro vznik dominance na nové lokalitě (Louette and De Meester, 2007). V letech, kdy je průměrná teplota vody vyšší, mohou některé druhy zooplanktonu být aktivnější po delší dobu v jarním a podzimním období. Tyto druhy mohou také mít o jednu generaci více než jiné druhy. Druhy, které na oteplování odpovídají rychlejším vývoje, mohou být zvýhodněny oproti druhům, které jsou ovlivňovány převážně změnou fotoperiody (Gerten and Adrian, 2002). Efekt zakladatele je často výrazný u partenogeneticky se rozmnožujících druhů, které jsou schopny se rychle rozmnožit i s malým počtem jedinců (Louette and De Meester, 2004), což je zvýhodňuje například v místech, která pravidelně vysychají a ve kterých jsou tyto druhy po opětovném zaplavení lokality schopny rychlého rozmnožení se. V těchto podmínkách může mít schopnost rychlého rozmnožování se větší vliv na složení metaspolečenstev, než jiné abiotické i biotické vlivy lokality (Oertli et al., 2005)

#### 1.4. PASIVNÍ DISPERZE

Schopnost organismů pohybovat mezi jednotlivými lokalitami je jedním z hlavních parametrů, který určuje podobu společenstev (Leibold et al., 2004). Disperze organismů bývá rozdělována na aktivní a pasivní. Aktivně disperzní organismy využívají převážně pohybů svého těla, zatímco pasivně se šířící organismy musejí k disperzi využívat jiný vektor pohybu (Bilton et al., 2001). Aktivní disperze má oproti pasivní tu výhodu, že není závislá na žádném vektoru a aktivně se šířící organismy si mohou vybrat vhodný habitat (Resetarits, 2001). Obecně platí, že organismy, které se šíří aktivně, mají větší tělesné rozměry a větší tělesnou hmotnost, než organismy šířící se pasivně (Jenkins et al., 2007). Disperze organismů na nové lokality přináší řadu výhod, jakými jsou možnost osídlení nové lokality, ve které se vyskytuje malý počet druhů, nalezení lokality s lepšími podmínkami k životu, únik před predátory či parazity a vyhnutí se inbreedingu (Bilton et al., 2001). Disperzí se organismy dostávají na nová místa, kde mohou potencionálně založit nové populace. Následně jsou ale selektovány biotickými interakcemi, které vybírají organismy nejlépe adaptované na lokální podmínky (Cottenie and De Meester, 2004). Úspěšné osídlení nové lokality také závisí tom, jaké druhy se na ní již vyskytují a jaké jsou jejich vztahy s biotickými a abiotickými podmínkami prostředí (Cottenie and De Meester, 2004; Shurin, 2000; Shurin and Allen, 2001). U zooplanktonu se aktivní disperze může vyskytnout pouze mezi propojenými vodními ekosystémy. Závisí na velikosti, pohlaví a jiných podmínkách prostředí jako je teplota vody, heterogenita sedimentu či přítomnost tekoucí vody. Aktivní disperze také hraje roli pouze na malé vzdálenosti (Kappes and Haase, 2012). Zatímco s rostoucí velikostí jsou organismy schopnější se aktivně pohybovat na větší vzdálenosti, tak vzdálenost pasivní disperze byla s ohledem na hmotnost organismů náhodná. Malé, pasivně se pohybující organismy dosáhly signifikantně kratší vzdálenosti pohybu než organismy větší, pohybující se aktivně (Jenkins et al., 2007). To, že se malí živočichové dokážou pasivně přemísťovat i na relativně velké vzdálenosti, je způsobeno pravděpodobně tím, že jejich populace čítají velké množství jedinců a také díky tomu, že dokážou tvořit rozličné formy diapauzujících stádií (Foissner, 2006; Panov et al., 2004). Některé druhy se mohou šířit “časem” skrze tvorbu diapauzujících stádií, a tak ovlivňovat dynamiku společenstev i v řádu desítek let (Gyllström and Hansson, 2004; Hairston and Cáceres, 1996).

Zooplankton může být pasivně přenášen několika způsoby. Na svém těle ho mohou přenášet např. ptáci (např. Darwin, 1861; Green and Figuerola, 2005). Větší šanci na úspěšnou

pasivní disperzi na ptačím peří mají menší jedinci měkkýšů, převážně právě ti jedinci, kteří se právě vylíhli z vajíčka. Větší jedinci mají problémy s přichycením se a další překážkou je vystavení se větru při letu ptáka. Úspěšnost, s jakou měkkýši přežijí pasivní disperzi na peří ptáků také závisí na tom, jak dlouho jsou na peří přichyceni. S rostoucím časem klesá pravděpodobnost přežití (Boag, 1986). U některých druhů zooplanktonu bylo prokázáno, že mohou přežít i průchod trávicím ústrojím ptáků či ryb (Bartholmé et al., 2005; Frisch et al., 2007; Jenkins and Underwood, 1998). Zooplankton se také může přichytit na těle jiných bezobratlých živočichů, například na znakoplavkách či na vážkách (Frisch and Green, 2007; Schlichting and Sides, 1969). Další velkou skupinou, která přenáší zooplankton, jsou savci. Může se jednat například o nutrie, které ve vodě tráví většinu života (Waterkeyn et al., 2010), nebo o savce, kteří se chodí k vodním zdrojům napájet (Vanschoenwinkel et al., 2008a, 2011). Vítr může mít důležitou roli v pasivní disperzi sladkovodních organismů, a to převážně na krátké vzdálenosti (Cáceres and Soluk, 2002; Cohen and Shurin, 2003). Na krátkou vzdálenost mohou být větrem přenášeny převážně diapauzující vajíčka klanonožců a lasturnatek (Vanschoenwinkel et al., 2009), ovšem výjimečně může přežít pasivní přenos větrem i dospělý jedinec (Vanschoenwinkel et al., 2008b). V místech, kde je hlavním disperzním činitelem vítr, budou mít tůně velmi podobné druhové složení. Důležitým aspektem je ovšem vzdálenost mezi jednotlivými vodními zdroji. Ty, které jsou více izolované, budou pomocí větru kolonizovány jen s velmi malou pravděpodobností (Cohen and Shurin, 2003). U vodních zdrojů, které jsou trvale zavodněny, nehraje vítr v přenosu zooplanktonu téměř žádnou roli (Brendonck et al., 2017). Závěry z výzkumů pasivní disperze pomocí větru ovšem nejsou jednoznačné a někteří autoři se v názorech ohledně důležitosti tohoto disperze rozcházejí (Cáceres and Soluk, 2002; Cohen and Shurin, 2003; Jenkins and Underwood, 1998). V periodicky zaplavovaných tůních je období s dostatečným množstvím srážek důležité pro obnovu společenstev, která přecházejí sucho v dormantním stádiu (Frisch et al., 2005; Jenkins and Boulton, 2003). V době záplav může zooplankton putovat desítky až stovky kilometrů od místa svého původního výskytu (Jenkins and Boulton, 2003). Tůně, které jsou propojené tekoucí vodou (i když třeba jen v období vyšších srážek), vykazují větší podobnost ve složení zooplanktonních druhů (Michels et al., 2001). Posledním způsobem pasivního šíření zooplanktonu je přenos pomocí lidské činnosti. Člověk skrze dovoz ryb a plodin převáží zooplanktonní druhy téměř přes celý svět (Alfonso et al., 2014; Ferrari, 2006; Hudson and Bowen, 2002). Některé druhy se po uchycení na nové lokalitě, na kterou se dostaly s pomocí člověka, mohou dále úspěšně šířit pomocí zvířecích či abiotických vektorů popsaných výše (Hudson and Bowen, 2002).

Korýši dokážou na krátké vzdálenosti osidlovat nově vzniklé tůň ve velmi krátkém čase. Cohen a Shurin (2003) vytvořili v Lux Arbor Reserve v USA experimentální tůň ve vzdálenosti 5–60 metrů od přírodní tůně bez ryb. Nově vytvořené tůň byly osidlovány jedním druhem za přibližně čtyři dny. Jelikož se jednalo o velmi malé tůň (maximální objem 150 l), můžeme předpokládat, že u větší vodní plochy bude rychlost osidlování novými druhy větší. Tento experiment kontrastuje s experimenty Jenkinse a Buikemi (1998) a Jenkinse a Underwooda (1998), kteří naopak pozorovali dlouhou kolonizační dobu. Jednalo se ovšem o experimenty v oblasti s nízkou hustotou tůň. Jenkins and Buikema (1998) zjistili, že disperze zooplanktonu v oblasti s izolovanými tůňmi je pomalá a sporadická, jelikož 12 nově zkonstruovaných tůň bylo za jeden rok kolonizováno pouze 57 druhy korýšů a vířníků. Na druhou stranu Shurin (2000) došel k závěru, že v oblastech s vysokou hustotou tůň lokální interakce dominují ve strukturování komunit zooplanktonu, protože příchod nových druhů do již fungujících tůň měl pouze malý vliv na diverzitu druhového složení či na biomasu.

Disperze organismů na jedné straně vede k tendenci homogenizace populací, na druhé straně ale přispívá ke zvýšení genetické variability a následně ke zvýšené šanci adaptace na lokální podmínky (Cottenie and De Meester, 2004). Jelikož každý druh interaguje jinak s prostředím, které obývá, je disperze důležitá pro rozšiřování druhů a pro vytváření druhové diverzity (Holoyak et al., 2005). Schopnost disperze společně s rozdílnou heterogenitou prostředí je důležitá pro možnost koexistence specialistů a generalistů (Büchi and Vuilleumier, 2014). Výsledky jednotlivých studií si ovšem protirečí. Na jedné straně vědci tvrdí, že kolonizace probíhá rychle a šíření není nijak limitováno (Cohen and Shurin, 2003; Louette and De Meester, 2005; Vanschoenwinkel et al., 2008b), zatímco jiné studie tvrdí přesný opak a to, že kolonizace je pomalá a je limitovaná schopností organismů se šířit (Allen, 2007; Cáceres and Soluk, 2002; Jenkins and Underwood, 1998). Nicméně je velmi náročné popsat, jakým způsobem k pasivnímu šíření došlo v případech, kdy dochází pouze k analýze již starších tůň (Jenkins and Buikema, 1998). Také je téměř nemožné popsat, jaké události vedly k převaze některých druhů. Pomocí s tím může analýza vzorků ze sedimentů, které mohou pomoci odhalit pořadí příchodu druhů a přibližnou dobu jejich vymizení (Brendonck and De Meester, 2003). Jenkins a Underwood (1998), Holland a Jenkins (1998) a Cáceres a Soluk (2002) pozorovali, že vyloučení zvířecích vektorů z přenosu zooplanktonu často nemá vliv na rychlost šíření. Pokud se organismům zabrání v přístupu k napájení z vodních zdrojů v místech, kde se na pasivní disperzi podílejí různé vektory, tak se tato skutečnost neprojeví na rychlosti kolonizace zooplanktonem (Cohen and Shurin, 2003).

Nízká schopnost šíření některých druhů může negativně ovlivnit jejich výskyt na lokalitě, kde došlo ke změnám abiotických faktorů (teplota, pH atd.), zatímco aktivně se šířící druhy mohou při těchto změnách snáze lokalitu opustit a najít si k životu jinou lokalitu s lepšími podmínkami (Cottenie and De Meester, 2004; Leibold et al., 2004). Ačkoliv se velcí bezobratlí živočichové liší od zooplanktonu ve způsobu rozmnožování a ve způsobu disperze (sexuální vs. asexuální rozmnožování a aktivní vs. pasivní disperze), často nelze najít rozdíl ve schopnosti šířit se a tyto dvě skupiny se dokážou šířit lépe a na větší vzdálenosti než například ryby (Shurin et al., 2009).

## 1.5. ZKOUMANÉ SKUPINY ŽIVOČICHŮ

### 1.5.1. KLANONOŽCI

#### Ekologie klanonožců

Klanonožci jsou typičtí zástupci mezi zooplanktonem, bentickými druhy a druhy obývající podzemní vody. Ve sladkovodních ekosystémech můžeme nalézt téměř 3000 druhů (Boxshall and Defaye, 2008). Ve vnitrozemských vodách mohou být klanonožci v některý období hlavní dominující složkou zooplanktonu (Fryer, 1996; Vijverberg, 1977). V pevninských vodách se vyskytuje celkem pět řádů klanonožců. Jedná se o buchanky (Cyclopoida), vznášivky (Calanoida), plazivky (Harpacticoida), parazitický řád Siphonostomatoida a řád Gelyelloida, který můžeme nalézt v podzemních vodách západní Evropy (Boxshall and Defaye, 2008, Dussart a Defaye, 2001).

Dospělci vznášivek se živí převážně rostlinnou stravou (Marten and Reid, 2007), vzácně může být u vznášivek pozorována i predace jiných organismů (Brandl, 2005). Predací se živí i některé velké druhy buchaneček. Za potravu jim slouží například vířníci, larvy pakomárů či jiní drobní korýši (Brandl, 1998; Fryer, 1957, 1993). Buchanky a vznášivky jsou efektivními predátory vířníků. Predace klanonožci může mít vliv na sezónní snížení počtu jedinců v populacích vířníků a může mít za následek nahrazení snadno predovaných druhů druhy s lepšími obrannými mechanismy (Brandl, 2005). Různé druhy klanonožců mají různé potravní strategie, a to je vystavuje různým rizikům ze strany predátorů (Kiørboe, 2008). Některé druhy pasivně vyčkávají na kořist, zatímco jiné aktivně vyhledávají svoji kořist ve volné vodě (Greene, 1986; Kiørboe, 2011). Klanonožci jsou obvykle mezi prvními organismy osidlujícími nově vzniklé habitaty (Cáceres and Soluk, 2002).

## Rozmnožování klanonožců

Klanonožci jsou (až na pár partenogeneticky se rozmnožující výjimek pozorovaných ve Finsku a v Bodamském jezeře (Frenzel, 1980; Sarvala, 1979)) sexuálně se rozmnožující organismy. Samice a samci se od sebe liší ve velikosti (samice jsou zpravidla větší než samci) a tvarem antenul (Dole-Olivier et al., 2000). Z oplozených vajíček (takzvaných subitánních) se líhnou naupliové larvy (Marten and Reid, 2007) nebo mohou tvořit trvalá, takzvaná diapauzující vajíčka (Gyllström and Hansson, 2004). Některé druhy klanonožců mají vajíčka ve vaječných sáčcích připevněných na těle, zatímco jiné druhy je vypouští volně do vody (Kiørboe et al., 2015). Buchanky tvoří dva vaječné vaky, zatímco vznášivky a plazivky jeden (Marten and Reid, 2007). Před dosažením pohlavní dospělosti projdou klanonožci pěti až šesti naupliovými stádii a pěti stádii kopepoditů (Gyllström and Hansson, 2004). Délka života klanonožců se může pohybovat v rozmezí od 10 do 100 dnů v závislosti na druhu, pohlaví, a hlavně na teplotě vody (Kiørboe et al., 2015).

Během nepříznivých podmínek přežívají klanonožci v tzv. dipauzujících stádiích nabývajících několika různých forem. Vznášivky tvoří dipauzující vajíčka (Fryer, 1996), buchanky diapauzují v kopepoditovém stádiu a u plazivek se diapauza vyskytuje až u dospělých jedinců (Gyllström and Hansson, 2004). Diapauzující vajíčka mohou v sedimentu přežít až několik desítek let (Hairston and De Stasio, 1988; Hairston et al., 1995; Katajisto, 1996). Velmi záleží na tom, kolik vajíček je v sedimentu přítomno. Při malém množství vajíček nemusí dojít k obnově populace, jelikož se kvůli Alleeho efektu nedokážou rozmnožit nad udržitelný počet jedinců (Knapp and Sarnelle, 2008; Sarnelle and Knapp, 2004). Buchanky diapauzující v kopepoditovém stádiu přežívají v tomto stavu maximálně několik měsíců (Elgmork, 1955), ale dipauzující stadia mohou jedinci během svého života i několikrát (Elgmork, 1981). Hlavním stimulem pro tvorbu diapauzujících stádií a pro znovuoobnovení aktivního života klanonožců je změna fotoperiody (Næss and Nilssen, 1991). Oteplování prostředí umožňuje dostatečný přísun potravy pro klanonožce a tím dochází ke zrychlování vývoje a vyšší produkci vajíček (Gerten and Adrian, 2002).

### 1.5.2. LASTURNATKY

#### Ekologie lasturnatek

Lasturnatky (Ostracoda) jsou drobní korýši, jejichž tělo je kryto dvouchlopňovou, vápenatou schránkou. Schránka lasturnatek dosahuje délky od 0,3 do 3,0 mm a zcela kryje



redukované tělo. Lasturnatky jsou běžní zástupci většiny pevninských vod (Martens et al., 2008). Nalézt je můžeme od velkých jezer, přes tekoucí vody až v podzemních vodách (Smith and Horne, 2002). Žijí převážně v bentosu a na povrchu vodních rostlin. Z pevninských vod je známo více než 2 000 druhů lasturnatek. Lasturnatky jsou skupina členovců s nejúplnějším fosilním záznamem. Současné druhy lasturnatek patří do podtřídy Myodocopa a Podocopa (Martens et al., 2008). Druhy z potřídy Myodocopa jsou téměř výhradně mořské (Smith and Horne, 2002). Rozšíření lasturnatek může být korelováno s kvalitou vody a typem habitatu (Külköylüoğlu, 2003; Mesquita-Joanes et al., 2001).

Ačkoliv jsou lasturnatky běžným druhem ve většině povrchových vod, jejich výzkumu není věnována taková pozornost jako jiným skupinám korýšů. Hlavním důvodem je patrně jejich náročná determinace, jelikož správné osvojení si této znalosti může trvat i několik měsíců (Martens et al., 2008).

#### Rozmnožování lasturnatek

Společný předek všech pevninských druhů lasturnatek se rozmnožoval sexuálně (Martens, 1998). V současné době je rozmnožování lasturnatek velmi rozmanité. Ve slaných vodách se lasturnatky rozmnožují převážně sexuálně (Cohen and Morin, 1990), ale v některých vývojových liniích sladkovodních druhů začalo být zapotřebí rozmnožovat se převážně asexuálně (Martens, 1998). Ačkoliv partenogenetické rozmnožování přináší řadu očividných nevýhod, spousta organismů rozmnožující se tímto způsobem je značně rozšířena kosmopolitně (Horne and Martens, 1999). Mezi lasturnatkami žijícími v pevninských vodách převládá asexuální způsob rozmnožování, ale u různých skupin se však jedná o různé asexuální strategie. V Evropě převažují druhy lasturnatek rozmnožující se partenogeneticky. U většiny těchto druhů není sexuální rozmnožování vůbec známo, nebo bylo pozorováno převážně u populací žijících poblíž Středozemního moře (Horne and Martens, 1999). Horne a Martens (1999) předpokládají, že absence sexuálního rozmnožování u většiny druhů v severní části Evropy je dána tím, že v těchto místech převládalo stabilní podnebí ve druhé polovině holocénu. Toto rozdělení sexuálních a asexuálních populací je nazýváno geografická partenogeneze (Vandel, 1928). Darwinulidae je starobylá asexuálně se rozmnožující čeleď, u které ale nedávno byl nalezen samčí jedinec. Není ovšem jasné, zda je schopen sexuálního rozmnožování (Smith et al., 2006). V čeledi Cyprididae převládají populace pouze se samičími jedinci (Horne and Martens, 1999), ale jsou známy i populace ve kterých se spolu se samci vyskytují jak sexuálně se rozmnožující samičky, tak samičky rozmnožující se partenogeneticky (Rossi et al., 1998).

Sexuálně se rozmnožující populace slouží pouze k vytváření vysoké klonální variability (Martens, 1998). V čeledi Candonidae a Cytheroidea stále převládá sexuální rozmnožování (Horne and Martens, 1999).

Lasturnatky z podtřídy Podocopa (tedy pevninské druhy) mohou nepříznivé podmínky překávat čtyřmi různými způsoby: tvorbou vajíček, která jsou odolná vůči suchu a mrazu, opožděným vývojem vajíček, zpožděným vývojem juvenilních stádií. Strnulostí dospělých jedinců či juvenilních stádií (Horne and Martens, 1999; Martens et al., 2008). Sladkovodní lasturnatky jsou pravděpodobně jedinou skupinou korýšů, u které mohou tvořit diapauzující vajíčka kromě sexuálně se rozmnožujících samic také samičky, které se rozmnožují partenogeneticky (Horne and Martens, 1999).

### 1.5.3. MĚKKÝŠI

#### Ekologie měkkýšů

Měkkýši jsou velmi bohatým kmenem živočichů, který čítá přibližně 100 000 známých druhů, z nichž se ve sladkovodních ekosystémech vyskytuje necelých 4 000 plžů (Strong et al., 2008). V České republice je známo necelých 80 druhů vodních měkkýšů (Beran, 2002). Dvě největší třídy plží (Gastropoda) a mlži (Bivalvia) opakovaně a velmi úspěšně kolonizovaly pevninské vody, a kromě Antarktidy je můžeme nalézt na všech kontinentech, a to téměř ve všech typech habitatů, od řek, přes jezera, bažiny, kaluže až po podzemní vody (Strong et al., 2008). Sladkovodní mlži jsou důležitými filtrátory v řekách a jezerech. Zvládnou přefiltrovat velké množství řas, bakterií, rozsivek, ale i organických částic a usazenin a tím mohou při větším množství jedinců ovlivňovat kvalitu vody (Bogan, 2008). Většina sladkovodních plžů se živí seškrabáváním nárostů bakterií, řas a rozsivek, ale podstatnou částí jejich potravy mohou být také odumřelé části rostlin (Strong et al., 2008).

Měkkýši jsou představiteli živočichů, na kterých se dá dobře studovat jak aktivní, tak pasivní disperze (Kappes and Haase, 2012). Vodní měkkýši mají značně omezené možnosti pohybu. Jsou odkázáni na pohyb pomocí vodního proudu či pomocí jiných živočichů, a to včetně člověka (např. Baur and Baur, 1993), ale ty nejmenší druhy jsou naopak známy jako jedni z nejefektivnějších pasivních “cestovatelů” v celé živočišné říši (Cameron et al., 2010; Gittenberger et al., 2006). Některé druhy, například *Dreissena polymorpha* (Dreissenidae), využívají k pohybu svoje larvální stadia, která se mohou volně pohybovat ve vodě až několik dnů (Beran, 1998). Pasivní transport měkkýšů pomocí ptáků může být skrze přichycení se na

těle ptáku či skrze zažívací trakt. Druhý ze zmíněných způsobuje ovšem pozorován velmi zřídka (Kappes and Haase, 2012). Některé druhy jsou i přizpůsobeny na suchá období. Mlži mohou pevně uzavřít lasturu a uvnitř stále udržovat vlhké prostředí. Předožábří plži mohou zavřít ulitu operkulem. Tyto adaptace přinášejí také výhodu při pasivní disperzi (Alyakrinskaya, 2004). Značný vliv může mít na šíření vodních měkkýšů lidská aktivita. Zvýšeným přísunem živin se některé druhy mohou dostat i do míst, který pro ně do té doby byla málo úživná. Výstavbou vodních děl (elektrárny, jezy, přehrady atd.) člověk naopak pohyb měkkýšů v řekách značně omezil (Beran, 1998).

### Rozmnožování plžů

Mezi zástupci plžů se objevují druhy s odděleným pohlavím, tak i druhy rozmnožující se hermafroditicky (Beran, 1998). Původně jsou plži gonochoristé a takto se stále rozmnožují zástupci ze skupiny předožábřích, zatímco plicnatí plži jsou hermafrodité, u kterých bylo pozorováno i samooplození (Dillon, 2000). S výjimkou čeledi Viviparidae, u níž po oplození zůstávají vajíčka v ulitě, snášejí plži po oplození vajíčka, která jsou většinou v kokonech a jsou obalena průhledným rosolovitým slizem. Vajíčka jsou většinou kladena v letních a podzimních měsících. Líhnutí vajíček je závislé na teplotě vody. Délka života našich vodních plžů se pohybuje v rozmezí od 1 do 3 let (Beran, 1998).

### Rozmnožování mlžů

U našich vodních mlžů z čeledí perlorodek, velevrubů a škeblí dochází k vypuštění spermií do vody samčím jedincem a ty jsou nasáty samicí a vajíčka jsou oplozeny v těle samice. Vajíčka se vyvíjí v larvu zvanou glochidium, která je vypouštěna do volné vody a k úspěšnému vývoji se musí přichytit na žábry ryb. Mlži čeledi Sphaeridae jsou hermafrodité. K oplození dochází také v těle jedince, vajíčka se ovšem vyvíjejí na části žaber mlže, která je zvaná marsupium a je vyvinuta pro účelem vývoje potomků. Zástupci čeledi Sphaeridae žijí pouze několik let, zatímco velevrubi a škeble se obvykle dožívají i několika desítek let. Délka života perlorodky často přesahuje i hranici 100 let (Beran, 1998).

## 2. CÍLE PRÁCE

Hlavním cílem této práce je identifikovat hlavní mechanismy ve vývoji společenstev sladkovodních klanonožců, lasturnatek a měkkýšů sladkovodních tůní v dlouhodobém horizontu. Tato práce navazuje na prvotní odběry malých tůní v CHKO Kokořínsko z let 2005 a 2006, jejíž výsledky publikovali Juračka et al. (2016) a Juračka et al. (2019).

### 2.1. OTÁZKY

- 1) Jaké jsou změny v druhovém složení v jednotlivých tůních a jaké v regionálním měřítku?
- 2) Jaké jsou změny v druhovém složení po jednom, dvou, pěti a více jak deseti letech?
- 3) Jsou dlouhodobé ekologické studie více relevantní, než studie založené na jedné či dvou sezónách?

### 2.2. HYPOTÉZY

- 1) Předpokládám znatelnou změnu v druhovém složení zejména u klanonožců a měkkýšů, jelikož u nich není běžné partenogenetické rozmnožování. Významný efekt zakladatele tak předpokládám u lasturnatek.
- 2) Očekávám, že budeme v dlouhodobém horizontu pozorovat ve studovaných tůních více druhů, a to jak kvůli druhové obměně v důsledku vlastní sukcese habitatů, tak v důsledku pozorování druhů, které se na lokalitách vyskytnou pouze jednou (tzv. singletones druhy).

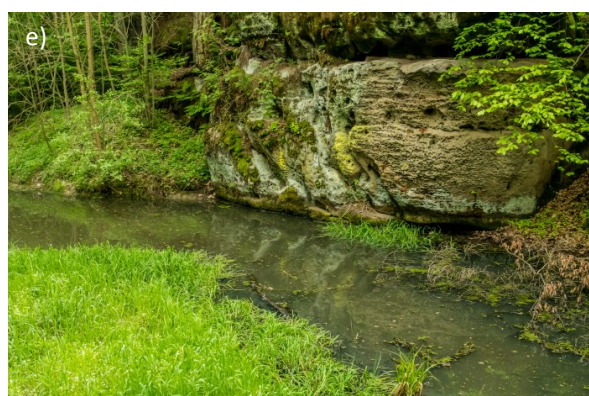
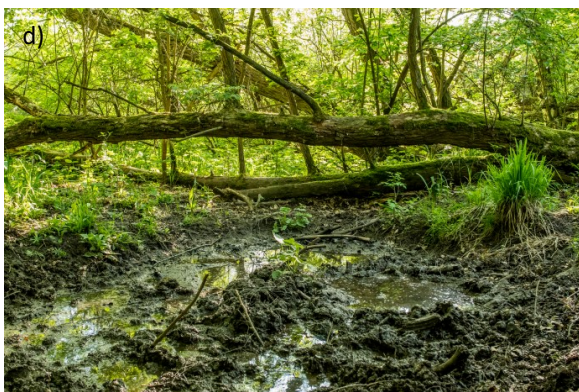
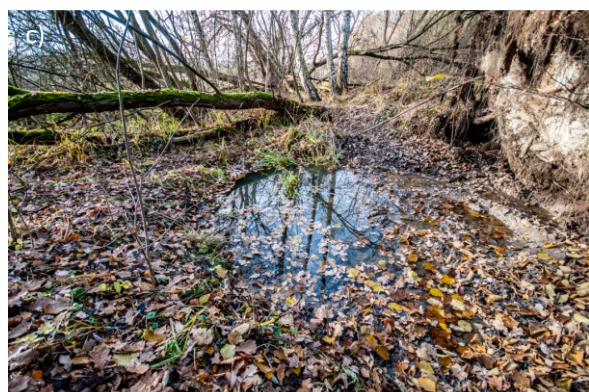
### 3. METODIKA

#### 3.1. LOKALITA

Vzorky jsem odebrala celkem ze 42 tůní (obrázek 2), které se nachází v chráněné krajinné oblasti Kokořínsko – Máchův kraj, v České republice. Tento region o rozloze 272 km<sup>2</sup> je charakteristický pískovcovými skalami, které vytvářejí místy až 100 metrů hluboká údolí. Takto hluboká údolí se vyznačují inverzním členěním vegetace, kdy na vrcholcích údolí můžeme nalézt teplomilné druhy a na dně druhy chladnomilné. Ve studované oblasti se nachází pouze dva větší potoky, Pšovka a Liběchovka, a menší počet dalších vodních pramenů (Beran, 2006). V údolí těchto potoků se nachází vlhké louky, mokřadní společenstva a četné množství malých tůní. Většina námi zkoumaných tůní se nachází v převážně zalesněné krajině, která je tvořena téměř ze  $\frac{3}{4}$  dřevinami přirozené druhové skladby (AOPK ČR, 2020). Sledované tůně byly obnoveny nebo nově vytvořeny mezi lety 1996 až 2004. Hlavním důvodem k obnově bylo vytvoření habitatů pro vzácné druhy makrofyt, měkkýšů a obojživelníků. Tůně jsou napájeny podzemní nebo srážkovou vodou. Pouze pět tůní (19, 20, 24, 26 a 27) je propojeno malým potokem v době větších dešťových srážek. Ostatní tůně nejsou propojeny s žádnou tekoucí vodou (Juračka et al., 2019). V roce 2017 byly dvě tůně (17 a 33) vyschlé. Všech 42 tůní je rozděleno do šesti klastrů (A-F), které sledují přirozenou topografii studované oblasti.

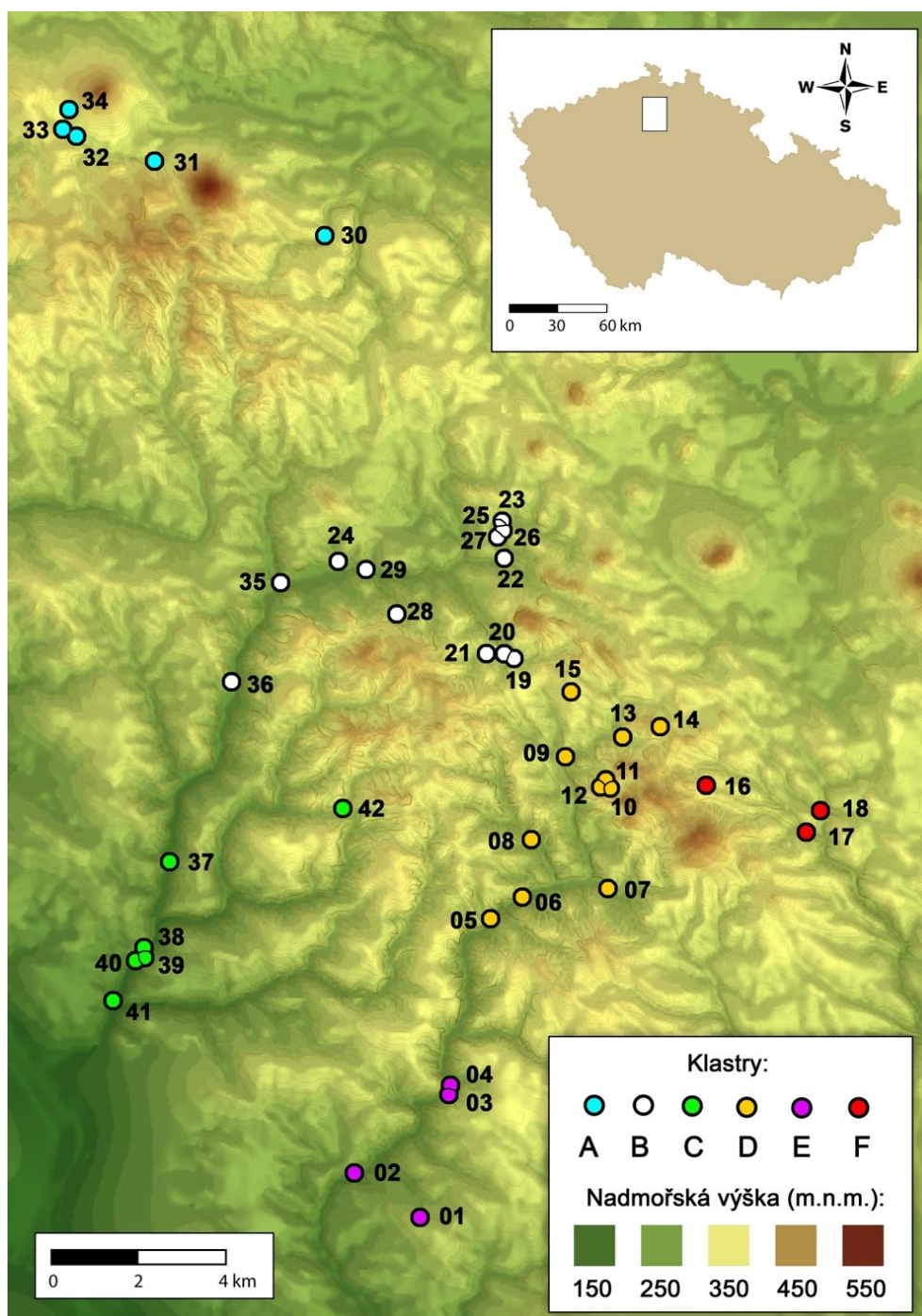


Obrázek 1: ukázky zkoumaných tůň: a) tůň č. 32 pod vrcholem Ronov na jaře 2009, b) tůň č. 41 na jaře 2017, c) tůň č. 34 na podzim 2009, d) tůň č. 34 na jaře 2017, e) tůň č. 9 na jaře 2009, f) tůň č. 21 na jaře 2009. Fotografie c) a d) ukazují změnu ve velikosti tůň mezi lety 2009 a 2017. Fotografie e) a f) jsou příkladem umístění v údolích pískovcových skal (foto: Petr Jan Juračka).





Obrázek 2: mapa studované lokality v CHKO Kokořínsko s vyznačenými tůňmi, které byly rozděleny dle geomorfologických podmínek oblasti do šesti klastrů, převzato a upraveno z Juračka et al. (2016)



### 3.2. ODBĚR VZORKŮ

Data z let 2005 a 2006 jsme použila z Juračka et al. (2019). Vzorky v roce 2017 jsem odebírala v měsících květnu, srpnu a listopadu. Ve stejných měsících byly odebrány vzorky i v roce 2009, které jsem já pouze determinovala. Během každého odběru jsem odhadla velikost, hloubku tůně, zárost hladiny i vodního sloupce. Spolu se vzorky zooplanktonu jsem pomocí multiparametrické sondy (YSI 556 MPS; YSI, Yellow Springs, USA) změřila teplotu vody, pH, vodivost (konduktivitu) a nasycenost kyslíkem. Obsah chlorofylu a jsem změřila dvakrát (v případě rozdílu nad 10 % třikrát) pomocí fluorometru AquaFluor (Turner Designs, Sunnyvale, USA) a následně z těchto hodnot udělala průměr. Relativní průhlednost vody je dostupná pouze z let 2009 a 2017 a odhadla jsem ji Snellerovým válcem. Při podzimním odběru v roce 2017 se válec poškodil a v 18 tůních jsem průhlednost nezměřila. Během odběrů v roce 2017 jsem odebrala z každé tůně dva vzorky vody bez organismů a odeslala je do laboratoře Výzkumného ústavu vodohospodářského pro určení celkového obsahu dusíku (měřeného v  $\text{mg.l}^{-1}$ ) a fosforu (měřeného v  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ). Z terénních poznámek a zároveň fotografií pořízených během odběrů jsem následně určila procentuální zakrytí tůní zvláště makrofyty, okřehkem (*Lemna* sp.), ponořenou vegetací a vegetací, která roste i nad hladinu (např. rákos). Každou kategorii vegetace jsem podle procentuálního zastoupení rozdělila do tří skupin: 0 (méně než 1 %), 1 (méně než 25 %) a 2 (více než 25 %). Vzorky klanonožců, lasturnatek a s nimi společně i perlooček jsem odebrala pomocí planktonní sítě s oky velikosti 100  $\mu\text{m}$  a následně konzervovala 96% ethylalkoholem. Odběry jsem prováděla tak, aby byly vzorky odebrány ze všech částí tůně, jak z volné hladiny, tak z litorálu. Pro určení klanonožců jsem použila Obrázkový klíč k určování buchaneček (Cyclopidae) povrchových vod území Československa (Brandl, nepublikovaný rukopis) a Klíče středoevropských *Cyclopidae* a *Diaptomidae* (Přikryl a Bláha, 2007). Lasturnatky jsem určila podle klíče Freshwater Ostracods of Western and Central Europe (Meisch, 2000). Odběry a determinace měkkýšů proběhly zvlášť a obstaral je RNDr. Luboš Beran, Ph.D. ze Správy CHKO Kokořínsko.

### 3.3. STATISTICKÁ ANALÝZA

Data jsem zpracovala v softwaru R ve verzi 3.6.2 (R Core Team, 2019). Vliv podmínek prostředí a prostoru na druhové složení v tůních jsem analyzovala pomocí variation partitioning (distance based RDA). K této analýze jsem použila knihovnu vegan (Oksanen et al., 2019). Analyzovala jsme každou sezónu zvlášť. V analýze jsem jako proměnné prostředí použila



hloubku tůň, velikost vodní plochy, historii tůň, konduktivitu, celkový obsah dusíku a celkový obsah fosforu, průhlednost vody Snellerovým válcem, koncentraci chlorofylu-a ve vodě, pokryvnost makrofyt a okřehku, množství ponořené vegetace, množství vegetace vyčnívající nad hladinu. Spojité proměnné byly před statistickou analýzou logaritmicky transformovány. Jako proměnné prostředí jsem použila souřadnice tůň, množství vodních zdrojů v okolí a příslušnost k prostorovému klastru (A-F). Signifikanci jsem testovala permutačním testem za použití 999 randomizací.

Pro tvorbu regresních stromů jsem použila knihovny tree (Ripley, 2019) a maptree (White and Gramacy, 2012). Testovala jsem, jaký vliv mají environmentální podmínky prostředí na počet druhů v jednotlivých zkoumaných skupinách. Regresní strom jsem vytvořila pro každou skupinu zooplanktonu pro všechny čtyři odběrové sezóny. Pro tyto stromy jsem zprůměrovala všechny naměřené hodnoty. Použila jsem proměnné hloubky tůň, velikosti vodní plochy, koncentrace chlorofylu a ve vodě, pokryvnost makrofyt a okřehku, množství ponořené vegetace, množství vegetace vyčnívající nad hladinu, konduktivitu, počet jiných vodních zdrojů v blízkém okolí, příslušnost k prostorovému klastru (A-F) a historie tůň, která značí, zda jde o obnovenou či nově vytvořenou tůň. Regresní stromy jsem vytvořila také pro každý rok a každou skupinu zvlášť. Jelikož jsem v každém roce provedla tři odběry, naměřené hodnoty jsem zprůměrovala. Pro tyto regresní stromy jsem navíc použila proměnné celkového obsahu dusíku a fosforu a průhlednost vody Snellerovým válcem v těch letech, kdy tyto hodnoty byly měřeny.

## 4. VÝSLEDKY

### 4.1. VELIKOST TŮNÍ

Během let 2005 až 2017 se zmenšila velikost kokořínských tůní vyjádřená velikostí vodní plochy a hloubkou (tabulka 1).

*Tabulka 1: porovnání rozměrů tůní v jednotlivých letech, rozpětí minimálních a maximálních hodnot, v závorkách jsou uvedeny mediány*

Rok	Vodní plocha [m <sup>2</sup> ]	Hloubka [cm]
2005	0.5-2400 (150)	20-200 (85)
2006	0.5-2400 (150)	20-200 (85)
2009	0.5-2000 (100)	15-200 (70)
2017	1.8-2000 (50)	5-200 (55)

### 4.2. POČET DRUHŮ KLANONOŽCŮ

Od roku 2005 do roku 2017 bylo v kokořínských tůních nalezeno celkem 16 druhů klanonožců. V roce 2005 bylo pozorováno 15 druhů, stejný počet i stejné druhy byly pozorovány i v roce 2006. V roce 2009 se ve studovaných tůních nacházelo celkem 11 druhů klanonožců. Nově se zde objevil druh *Macrocylops distincuts*. Naopak druhy *Eucyclops macruroides*, *Mesocyclops leucarti*, *Acanthocyclops einslei* a *Ectocyclop phaleratus* se v tůních již nevyskytovaly. V roce 2017 byl počet druhů klanonožců 14. V roce 2017 nebyly žádné druhy pozorované v roce 2009. Znovu byly nalezeny druhy *Eucyclops macruroides*, *Mesocyclops leucarti* a *Diacyclops crassicaudis*. 15 druhů patří do řádu Cyclopoida (buchanky), pouze druh *Eudiaptomus vulgaris* patří do řádu Calanoida (vznášivky). Jednotlivé druhy všech klanonožců nalezené na studovaných lokalitách v letech 2005, 2006, 2009 a 2017 jsou uvedeny v tabulce číslo 3.

#### 4.3. POČET DRUHŮ LASTURNATEK

Lasturnatek bylo mezi roky 2005 a 2017 nalezeno celkem osm druhů. V letech 2005 a 2006 byl počet druhů v každém roce roven osmi. V roce 2009 se ve studovaných tůních nacházelo celkem 6 druhů lasturnatek. Nebyly již pozorovány druhy *Cypria subsalsa* a *Ilyocypris gibba*. V roce 2017 byl počet druhů lasturnatek také 6. Žádné nové druhy se neobjevily. Přítomnost všech druhů lasturnatek v jednotlivých letech je uvedena v tabulce číslo 3.

#### 4.4. POČET DRUHŮ MĚKKÝŠŮ

Celkově se během let 2005, 2006, 2009 a 2017 vyskytovalo ve sledovaných tůních 23 druhů měkkýšů (16 druhů plžů a 7 druhů mlžů) (viz tabulka číslo 5). V roce 2005 zde bylo 17 druhů měkkýšů. V roce 2006 bylo také pozorováno 17 druhů, nově se objevil druh plže *Acroloxus lacustris* a druh mlže *Sphaerium corneum*, který byl pozorován v roce 2005, v roce 2006 pozorován nebyl. V roce 2009 se v lokalitě vyskytovalo celkem 18 druhů měkkýšů. Opět se objevil druh *Acroloxus lacustris* i druh *Sphaerium corneum*. Nově byly pozorovány druhy *Valvata cristata*, *Valvata piscinalis*. Oproti předchozím rokům se zde již nevyskytoval druh *Pisidium personatum*. V roce 2017 se poprvé objevil druh *Radix labiata* a *Pisidium subtruncatum*. V tento rok již není nalezen druh *Radix peregra*, který do té doby byl druhem nejhojnějším. Dalšími druhy, které již nebyly nalezeny jsou *Anisus leucostoma*, *Sphaerium corneum* a *Valvata piscinalis*.

*Tabulka 1: Celkový počet druhů klanonožců, lasturnatek a měkkýšů v jednotlivých letech*

Rok	Počet druhů klanonožců	Počet druhů lasturnatek	Počet druhů měkkýšů
2005	15	8	17
2006	15	8	17
2009	11	6	18
2017	14	6	18

*Tabulka 2: Výčet všech druhů, které byly pozorovány v celé studované oblasti v letech 2005, 2006, 2009 a 2017. 1 – druh byl pozorován alespoň jednou v průběhu roku, 0 – druh nebyl pozorován*

[illegible]

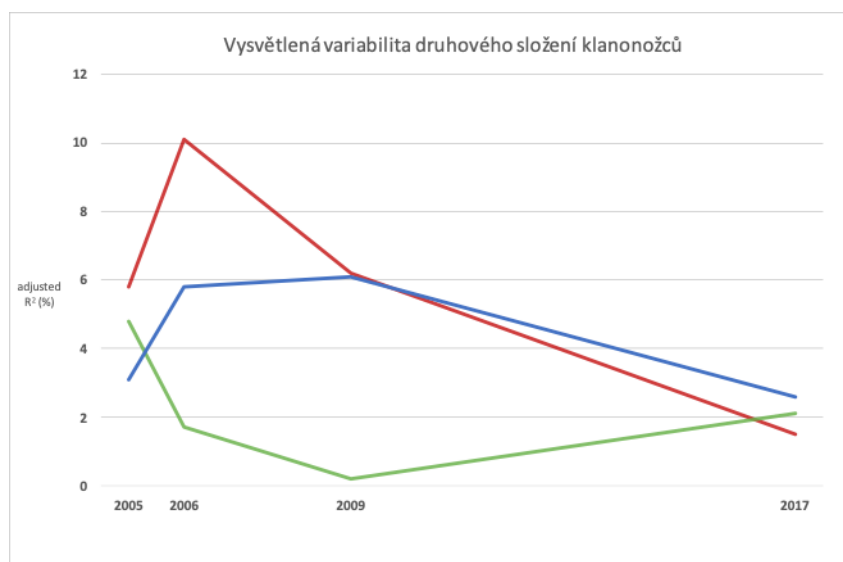
#### 4.5. ANALÝZA DRUHOVÉHO SLOŽENÍ

Rozklad variability ukázal, že umístění tůně v rámci lokality (respektive proměnné popisující polohu tůně) má větší podíl na vysvětlení rozložení druhů než lokální podmínky každé tůně či sdílená variabilita (tabulka 4, graf 1). U všech tří skupin bezobratlých množství vysvětlené variability pomocí prostorových proměnných s narůstajícím věkem tůní kleslo. Největší pokles jsem pozorovala u skupiny měkkýšů a klanonožců. U lasturnatek byl tento pokles pouze nepatrný (z 9,4 % na 8 %). I přes pokles však prostorové uspořádání tůní vysvětlovalo nejvíce variability ze všech tří skupin (maximálně 28,2 % - minimálně 14,4 %). Vliv lokálních podmínek se během všech analyzovaných roků dal vysvětlit méně jak 10 %. Nejvíce tento efekt vysvětlovat opět u měkkýšů (9,6 %). Naopak u klanonožců během jednoho roku tento efekt vysvětloval pouze 0,2 % na rozložení druhů.

*Tabulka 3: variation partitioning pro jednotlivé skupiny živočichů v jednotlivých odběrových rocích popsané adjustovaným koeficientem determinace (v %) a p-value ukazující signifikanci. V případech, kdy se variabilita dala testovat na signifikanci, je p-value uvedeno v závorce.*

	<b>Prostorové uspořádání tůní</b>	<b>Podmínky prostředí</b>	<b>Sdílená variabilita</b>
	adj. R <sup>2</sup>	adj. R <sup>2</sup>	adj. R <sup>2</sup>
<b>Klanonožci</b>			
<b>2005</b>	<b>5,8 % (0,004)</b>	<b>4,8 % (0,009)</b>	<b>3,1 %</b>
<b>2006</b>	<b>10,1 % (0,001)</b>	<b>1,7 %</b>	<b>5,8 %</b>
<b>2009</b>	<b>6,2 % (0,009)</b>	<b>0,2 %</b>	<b>6,1 %</b>
<b>2017</b>	<b>1,5 %</b>	<b>2,1 %</b>	<b>2,6 %</b>
<b>Lasturnatky</b>			
<b>2005</b>	<b>9,4 % (0,001)</b>	<b>1,5 %</b>	<b>10,0 %</b>
<b>2006</b>	<b>8,8 % (0,001)</b>	<b>0,7 %</b>	<b>6,3 %</b>
<b>2009</b>	<b>8,4 % (0,002)</b>	<b>1,5 %</b>	<b>0,7 %</b>
<b>2017</b>	<b>8,0 % (0,002)</b>	<b>3,1 %</b>	<b>2,2 %</b>
<b>Měkkýši</b>			
<b>2005</b>	<b>28,2 % (0,001)</b>	<b>7,9 % (0,001)</b>	<b>0</b>
<b>2006</b>	<b>26,3 % (0,001)</b>	<b>9,6 % (0,001)</b>	<b>0,1 %</b>
<b>2009</b>	<b>14,4 % (0,001)</b>	<b>5,6 % (0,001)</b>	<b>2,7 %</b>
<b>2017</b>	<b>16,2 % (0,001)</b>	<b>8,1 % (0,001)</b>	<b>3,3 %</b>

a)



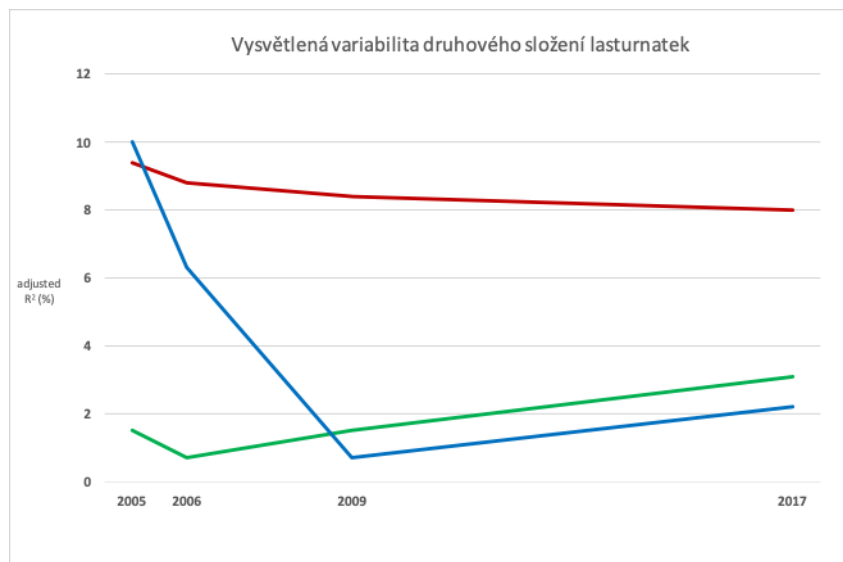
Graf 2: variabilita vysvětlená umístěním tůně, lokálními podmínkami a sdílená variabilita v jednotlivých sezónách pro a) klanonožce, b) lasturnatky a c) měkkýše.

— variabilita vysvětlená umístěním tůně

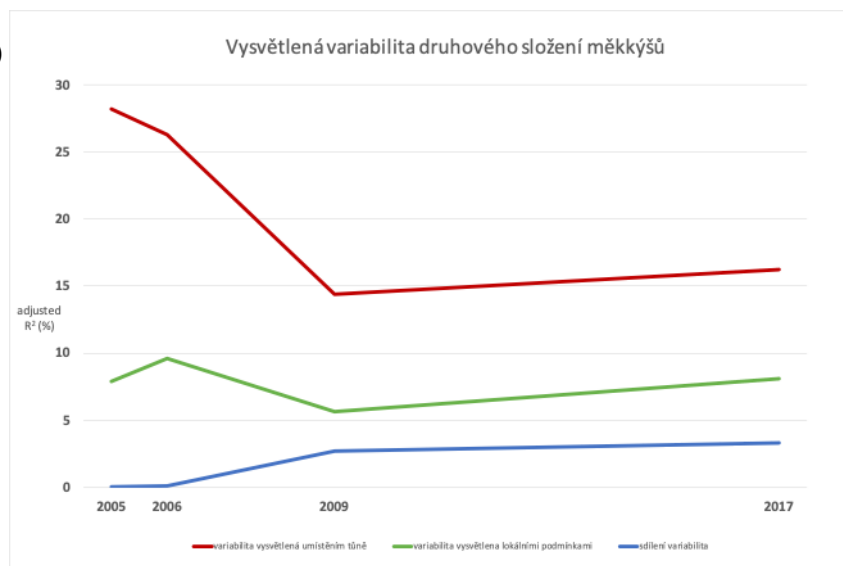
— variabilita vysvětlená lokálními podmínkami

— sdílená variabilita

b)



c)

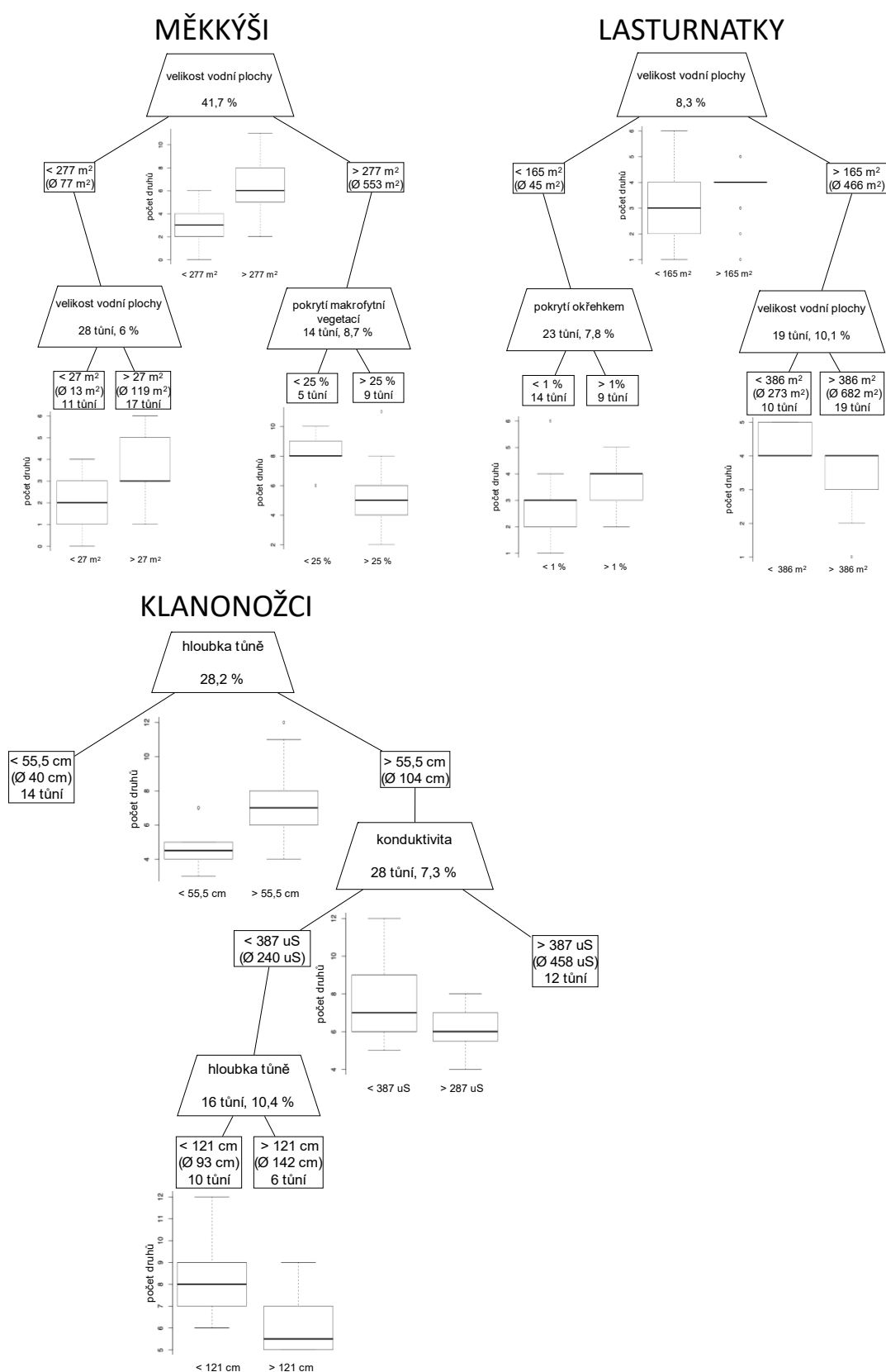


#### 4.6. ANALÝZA DRUHOVÉHO BOHATSTVÍ

Graf 2 popisuje vliv jednotlivých faktorů prostředí na množství druhů, které se během let 2005, 2006, 2009 a 2017 v tůních objevily. Hlavními faktory vysvětlujícími největší počet druhů jsou proměnné popisující velikost tůně, a to velikost vodní plochy u měkkýšů a lasturnatek a hloubka u klanonožců. Pro skupinu klanonožců je hlavním faktorem hloubka tůně, která vysvětluje 28,2 % v množství druhů, v tůních hlubších než 55,5 cm je dalším faktorem konduktivita (elektrická vodivost). U měkkýšů se jedná o velikost vodní plochy vysvětlující 41,7 % v množství druhů a dále pro tůně větší než 277,5 m<sup>2</sup> množství makrofyt, které se v tůni vyskytují. U lasturnatek je nejdůležitějším faktorem velikost vodní plochy vysvětlující 8,3 % v celkovém počtu druhů a pro plochy menší než 165 m<sup>2</sup> je dalším faktorem množství makrofyt. Pro jednotlivé roky jsou regresní stromy dostupné v příloze.



Graf 3: regresní stromy popisující vliv podmínek v tůních na množství druhů nacházejících se v nich v letech 2005-2017



## 5. DISKUZE

### 5.1. POČET DRUHŮ

Za čtyři sezóny v letech 2005 až 2017 bylo pozorováno v kokořínských tůních celkem 23 druhů měkkýšů, 16 druhů klanonožců a 8 druhů lasturnatek. Celkový počet druhů lasturnatek a klanonožců od roku 2005 do roku 2017 nepatrně klesl o dva druhy lasturnatek a jeden druh buchanky. Celkový počet měkkýšů byl v roce 2017 o jeden druh vyšší než v roce 2005 a také jsem v této skupině pozorovala největší změnu druhů mezi jednotlivými roky. Mezi klanonožci se objevil pouze jeden nově přichozí druh, mezi lasturnatkami žádný. I když několik tůní bylo znovuobnoveno v místě, kde se v minulosti již tůň nacházela, tento fakt nijak neovlivnil v počátcích studia množství druhů v nich přítomných (Juračka et al., 2019). Téměř žádná výměna druhů v těchto dvou skupinách může značit, že efekt zakladatele druhů vyskytujících se již na počátku výzkumu je velmi silný a tyto druhy již neumožní uchycení se nově přichozím druhům (Gray and Arnott, 2012). Kolonizace nově vzniklých vodních ploch u většiny druhů zooplanktonu probíhá spíše v řádů dnů či měsíců po vzniku než v řádu několika let (Shurin et al., 2000). Je tedy pravděpodobné, že již v letech 2005 a 2006 byla přítomna naprostá většina druhů z širšího okolí, které se do CHKO Kokořínsko mohly dostat, a proto jsem v letech 2009 a 2017 pozorovala jen nepatrné množství nových druhů. Pokles v počtu druhů v kokořínských tůních s jejich rostoucím stářím by odpovídal kompetitivní teorii metaspolečenstev, který předpokládá, že nejvíce druhů se v lokalitě vyskytuje v raném až středním stádiu sukcese (Mouquet et al., 2003). Shurin (2000) zjistil, že společenstva zooplanktonu v Michiganu jsou odolné proti invazi z regionálních tůní a že lokální druhová interakce hraje hlavní roli ve vyřazení kolonialistů. Vysoká rezistence vůči novým kolonizátorům dokazuje, že většina druhů, kteří jsou tůň schopni kolonizovat, se již v tůni nachází. Moje původní hypotéza, že s přibývajícím časem bude v lokalitě více tzv. singletone druhů (tj. druhů, které se ve studované oblasti vyskytly pouze jednou) se tedy nepotvrdila. Jedinou skupinou, která takovéto druhy měla, byly měkkýši. Konkrétně zástupci druhů *Radix balthica*, *Radix labiata* a *Valvata piscinalis* se v lokalitě vyskytovaly pouze v jedné z posledních dvou sezón odběrů.

### 5.2. VLIV LOKÁLNÍCH PODMÍNEK NA POČET DRUHŮ

Brzy po vzniku nové lokality můžeme očekávat rychlý příchod nových druhů (Sferra et al., 2017), ovšem rychlost osidlování je ovlivňována počtem druhů v jiných vodních plochách v bezprostředním okolí nové lokality (Shurin et al., 2000). Rychlá kolonizace

znovuobnovených tůní může být dána přítomností trvalých stádií různých druhů v substrátu dna (Audet et al., 2013). Společenstva zooplanktonu v nových lokalitách se v druhové bohatosti často vyrovnají společenstvům, který se nacházejí již v pozdějším stádiu sukcese (Louette and De Meester, 2005). S postupujícím věkem tůní však dochází ke zpomalení příchodu nových druhů, jelikož dochází k postupnému zaplnění volných nik a pro nové druhy je těžší se uchytit (Gray and Arnott, 2012). Větší počet druhů v mladých tůních může být způsobem tím, že se v těchto tůních vyskytují i druhy, pro které daná lokalita není vhodných habitatem a které s postupujícím časem vytlačí druhy lépe přizpůsobené na danou lokalitu (Beran, 2002). Pasivní (stejně jako aktivní) disperze je mezi jednotlivými kokořínskými tůněmi značně ztížená velmi členitým terénem (Juračka et al., 2016). Ve vodních ekosystémech se během roku mění složení zooplanktonních druhů v závislosti na jejich velikosti. Absence větších druhů zooplanktonu nemusí být zapříčiněna pouze jejich predací většími živočichy, ale především abiotickými podmínkami nebo konkurencí velikostně menších druhů (Steiner and Roy, 2003). V tůních bez rybích predátorů mají predátoři z řad bezobratlých (např. ploštice čeledi Notonectidae aj.) vliv na velikosti populací zooplanktonu (Steiner, 2004; Steiner and Roy, 2003). Gee et al., (1997) analyzovali vzorky makrofytní vegetace a bezobratlých živočichů z více jak 650 tůní, které byly obnoveny či nově vytvořeny na soukromých pozemcích ve Walesu s cílem zvýšit biodiverzitu či k rekreačním účelům. Zjistili, že pouze izolované tůně vykazují slabou závislost mezi počtem druhů a stářím tůně. Naopak Sferra et al., (2017) zjistili, že největší druhová bohatost zooplanktonu byla v tůních, které byly přibližně 40 let staré, jelikož tyto tůně měly největší hloubku a plochu vodní hladiny. K tomu si můžeme položit otázku, zda je porovnávání druhového složení zooplanktonu po pouhých 12 letech od začátku výzkumu dostatečně dlouhá doba, nebo zda by bylo lepší odběry o několik let prodloužit. Velikost tůní a jezer je pozitivně korelována s množstvím druhů, které se v nich vyskytují a nejvíce druhů se v nich bude vyskytovat v době, kdy dosahují maximální velikosti (MacArthur and Wilson, 1957; Dodson, 1991, 1992; Søndergaard et al., 2005). Ke stejnému závěru jsem došla i já, kdy pro měkkýše a lasturnatky byla velikost vodní plochy hlavní vysvětlující proměnnou pro počet druhů. Hlavní proměnnou vysvětlující počet klanonožců je hloubka. Jelikož se ale kokořínské tůně zmenšují (viz tabulka 1), nelze očekávat nárůst v počtu druhů.

### 5.3. NEJVÍCE ROZŠÍŘENÉ DRUHY

Za 12 let bylo v kokořínských tůních nalezeno celkem 16 druhů plžů a 7 druhů mlžů. Tato jediná pozorovaná skupina měla v posledním roce pozorování více druhů než na začátku.

Na rozdíl od lasturnatek a klanonožců došlo k obměně druhů a ze 17 pozorovaných druhů klanonožců v roce 2005 jich bylo v roce 2017 pouze 13 stejných. Zbylé druhy brzy vymizely, nebo se naopak objevily až v pozdějších odběrech. Poslední velké odběry v rámci celého území CHKO Kokořínsko proběhly v roce 2006 a bylo při nich nalezeno celkem 24 druhů sladkovodních plžů a 15 druhů sladkovodních mlžů. Odebírány byly ovšem jak stojaté, tak i tekoucí vody (Beran, 2006). Jelikož se v kokořínských tůních nevyskytují žádné ryby, z mlžů se v nich vyskytují pouze zástupci čeledi Sphaeridae, kteří na rozdíl od jiných rodů mlžů nepotřebují ve svém životním cyklu rybí mezipřehostitele (Beran, 1998). Sladkovodní měkkýši mohou být velmi úspěšní v pasivní dispersi. V oblastech (mimo jiné i v CHKO Kokořínsko), ve kterých nedochází k zaplavování, a ve kterých se nevyskytuje mnoho vektorů pro úspěšné šíření z řad obratlovců (ptáci, divoká prasata atd.), je nutné vzít v potaz hlavně bezobratlé živočichy, jejichž životní cyklus je spjat s vodou. Jedná se především o ploštice a brouky (Beran, 2002). V mnou analyzovaných tůních byl nejčastějším druhem mlž *Pisidium casertatum*. Rod *Pisidium*, do kterého tento mlž spadá, zahrnuje malé druhy, které jsou schopny se pasivně šířit pomocí zvířecích vektorů (Mackie, 1979; Rees, 1965). Zástupci tohoto rodu bývají často nalézáni v izolovaných lokalitách, které zároveň vykazují nestabilitu a tím se stávají místem nevhodným k životu pro jiné zástupce mlžů (Graf, 2013). Nejčastějším druhem plže na Kokořínsku byl druh *Gyraulus crista*, který je často dominantním druhem plže v nejrůznějších typech stojatých vod (Beran, 2002; Brauns et al., 2008; Glöer and Meier-Brook, 2008). V tomto případě se nejvíce druhů měkkýšů (průměrně 8 druhů) nacházelo v tůních větší s vodní plochou, jejichž hladina byla pokryta méně než z 20 % makrofyt (graf 2 – měkkýši).

V roce 2006 při odběru vzorků z oblasti celého CHKO Kokořínsko bylo pozorováno 27 druhů klanonožců (Omesová, 2006), z nichž jsem v mnou analyzovaných tůních za celou dobu našla 16. Více druhů klanonožců můžeme nalézt v hlubších tůních, nejvíce druhů (průměrně 9) pak nalezneme v tůních, které mají nižší elektrickou vodivost ( $< 387 \mu\text{S}$ ; graf 2 – klanonožci), jelikož vysoká konduktivita (respektive množství rozpuštěných solí ve vodě) negativně ovlivňuje množství druhů klanonožců ve vodách (Frisch and Green, 2007). Nejčastějším druhem klanonožců, který se během 12 let pozorování vyskytoval ve 40 ze 42 odebíraných tůních, byl druh *Eucyclops serrulatus*. Tento druh byl při odebírání vzorků v rámci celého CHKO Kokořínsko nalezen na více než polovině zkoumaných lokalit (Omesová, 2006). Spolu s druhem *Eucyclops macrurus*, který se v Kokořínských tůních také nachází, a dalšími třemi druhy z rodu *Eucyclops* (které se v dané lokalitě ovšem nevyskytují), patří mezi nejrozšířenější druhy buchanek obývajících povrchové vody Palearktické

zoogeografické oblasti a v Evropě je můžeme nalézt od Islandu až po Slovinsko (Alekseev and Defaye, 2011).

Lasturnatek na začátku pozorovaného období bylo celkem 8 druhů a jejich počet klesl na 6 druhů. Z regresních stromů je patrné, že nejvíce druhů je možné nalézt v tůních s plochou o velikosti mezi 165 a 386 m<sup>2</sup> (graf 2 – lasturnatky). I když bývá počet druhů lasturnatek větší v místech, kde je více vegetace a detritu, než kolik se jich vyskytuje ve volné vodě (Kiss, 2007), tak v námi zkoumané lokalitě je malý počet druhů pravděpodobně způsoben nevhodným typem podloží. Lasturnatky preferují zásaditější prostředí (Boomer et al., 2006), zatímco CHKO Kokořínsko je tvořeno převážně pískovcovými skalami, které zvyšují aciditu prostředí. V pískovcových oblastech může být také na dně tůní jemnější substrát, zatímco lasturnatky preferují více bahnitě prostředí (Symonová, 2006). Druhy lasturnatek *Candoda candida*, *Cypria ophthalmica*, *Cyclocypris ovum*, které byly pozorované na Kokořínsku, se mohou vyskytovat i hlouběji v bentosu, a to i v hloubce několika metrů (Griffiths et al., 2002; Li et al., 2010). Obzvláště druh *Cypria ophthalmica* preferuje více bahnitý substrát. Druhy *Cyclocypris ovum* a *Cyclocypris vidua* zase preferují velké množství ponořené vegetace (Szlauer-Łukaszewska, 2012). V námi studované lokalitě ovlivňuje počet druhů množství okřehku. V tůních, kde není téměř žádný (méně než 1 % plochy tůně), byly v průměru méně než 3 druhy lasturnatek, zatímco v tůních, které byly okřehkem pokryty více, bylo v průměru druhů více (viz. graf 2). Nejčastějším druhem byl druh *Notodromas monacha*. Druhy z rodu *Notodromas* stráví část života přichyceni zespoda na povrchové blance vody (jedná se o tzv. neustonní druh). Jde o neobvyklý způsob výskytu, jelikož většina druhů lasturnatek preferuje bentickou nebo intersticiální část tůní. Tvar schránky tohoto druhu je tomuto způsobu života uzpůsoben zploštělou částí na ventrální straně (Smith and Kamiya, 2014). Druh *Notodromas monacha* můžeme také často nalézt v částech vodních ploch, ze kterých roste rákosí (Szlauer-Łukaszewska, 2012). Délka života strávená pod povrchovou blankou je závislá na přítomnosti predátorů. Tento druh je také více odolný proti vyschnutí vodního zdroje než jiné druhy lasturnatek (Kiss, 2004). Také další kokořínské druhy *Cypria ophthalmica* a *Cyclocypris ovum* jsou odolnější vůči nepříznivým abiotickým podmínkám a mohou po krátký čas přežít i ve vodě, ve které není téměř žádný kyslík (Kiss, 2007). Dalším faktorem ovlivňující výskyt některých druhů je teplota. Nízké teploty mohou být příznivé pro vývoj některých druhů, například *Candona neglecta* (Külköylüoğlu and Yilmaz, 2006; Martens and Tudorancea, 1991). Jiné druhy jsou naopak početnější při vyšších teplotách, jedná se například o *Cyclocypris ovum* (Rieradevall and Roca, 1995). Jelikož se v malých tůních mění teplota vody během dne,

tuto proměnnou jsme pro analýzu použít nemohli, a proto nemáme srovnání, zda tyto druhy ovlivňuje. Lasturnatky dokážou přežít pozření i žábami a myšmi, takže těmito živočichy mohou být také pasivně přenášeny (Lopez et al., 1999, 2002).

#### 5.4. VLIV PROSTOROVÝCH PODMÍNEK A LOKÁLNÍCH PODMÍNEK PROSTŘEDÍ NA ROZMÍSTĚNÍ DRUHŮ

Již v původní studii kokořínských tůň, která předcházela vzniku této práce, se stáří tůň nijak neprojevovalo na rozmístění, či množství druhů pasivně se pohybujícího zooplanktonu (Juračka et al., 2019). Po vzniku nové tůně je úspěšné osidlování nově příchozími organismy ovlivňováno biotickými i abiotickými lokálními podmínkami (De Meester et al., 2005). Dalo by se očekávat, že v začátcích osidlování nově vzniklých stanovišť mají větší vliv na množství příchozích druhů regionální charakteristiky, převážně okolní počet vodních zdrojů a počet přítomných druhů, zatímco vliv lokálních podmínek začne metaspolečenstva více ovlivňovat až s rostoucím stářím lokality (Frisch et al., 2012; Louette and De Meester, 2005, 2007). S postupujícím věkem tůň jsem však nepozorovala téměř žádnou změnu vlivu lokálních podmínek na rozmístění druhů klanonožců, měkkýšů ani lasturnatek v rámci lokality. V posledních dvou sezónách začal vliv lokálních podmínek mírně stoupat, tento nárůst je však pouze v řádu jednotek procent a ani u jedné ze skupin nepřesáhla vysvětlená variabilita za celou dobu 10 %. Ani u jedné skupiny korýšů také nebylo možné testovat vliv lokálních podmínek na signifikanci. To bylo patrně způsobeno použitím presence-absence dat. Při použití hustotních dat by se signifikace pravděpodobně dala testovat. Beisner et al. (2006) zkoumali, zda se v krajině liší rozmístění organismů s menší schopností disperze (ryby a zooplankton) oproti rozmístění bakterií a fytoplanktonu. U zooplanktonních korýšů při používání presence-absence dat nepozorovali signifikantní vliv prostorových proměnných. Signifikantní vliv prostorových proměnných pozoroval pouze v případě použití dat o hustotě druhů, jelikož RDA analýza je mnohem citlivější na rozdíly, které vzniknou při hustotních datech. Soininen (2014) taktéž při srovnání více studií zjistila, že při používání hustotních dat se vliv prostředí projeví ve větší míře. Ačkoliv u měkkýšů jsem také použila presence-absence data, byl vliv těchto podmínek v každém sezóně signifikantní ( $p\text{-value} < 0.001$ ).

Cottenie (2005) shrnul téměř 150 publikovaných prací a zjistil, že téměř 50 % variability v rozložení metaspolečenstev je vysvětleno sdílenou variabilitou prostředí a lokálních podmínek, 22 % čistým efektem lokálních podmínek a 16 % efektem prostředí. Mazaris et al.

(2010) došli k závěru, že rozložení druhů zooplanktonu korýšů nejeví žádnou souvislost jak s environmentálními podmínkami, tak s prostorovými podmínkami. Jednalo se ovšem o výzkum sedmi jezer, která jsou navzájem vzdálená i několik stovek kilometrů. Vzrůstající měřítko studované lokality začne snižovat vysvětlující variabilitu v prostorovém uspořádání vodních ploch a rozmístění organismů je více ovlivňováno limitací disperze (Bie et al., 2012). Cottenie a De Meester (2004) a Cottenie et al. (2003) usoudili, že je to hlavně disperze a lokální podmínky habitatu, co ovlivňuje diverzitu a strukturu společenstev zooplanktonu. Výše zmíněné i jiné studie je ovšem problematické srovnávat, jelikož používají jiný počet proměnných a odlišné statistické analýzy (Cottenie, 2005). Jednou z hlavních odlišností je velikost zkoumané lokality a počet odebíraných míst (Soininen, 2014).

U všech zkoumaných skupin se s narůstajícím věkem tůní začal projevovat klesající vliv umístění tůní. Zároveň u všech tří pasivně se pohybujících skupin umístění tůně vysvětlovalo největší variabilitu v rozložení druhů. I když se měkkýši liší svojí velikostí od lasturnatek a klanonožců, tak důležitější než rozdíly ve velikostech organismů, je pro popis variability jejich rozmístění schopnost disperze (Astorga et al., 2012). Pokud tyto tři skupiny porovnáme s aktivně se pohybujícím vodním hmyzem z prvních dvou sezón odběru, tak je patrné, že umístění tůně hraje větší roli v distribuci organismů šířících se pomocí cizích vektorů (Juračka et al., 2019). Pro vodní plochy, které nevysychají a nejsou pravidelně zaplavovány je hlavním vektorem přenosu mikroorganismů jiný, větší živočich, který je schopen se mezi vodními plochami aktivně pohybovat (Vanschoenwinkel et al., 2008a). Vzhledem k charakteru studované lokality, je pasivní disperze zooplanktonu značně ztížena (Juračka et al., 2016) a tato omezení se mohou projevit neschopností organismů dostat se do habitatů vhodných pro život a tím se oslabí kontrola organismů lokálními podmínkami (Leibold et al., 2004). Největší variabilitu vysvětlovalo umístění tůně u skupiny měkkýšů, jejichž rozmístění vykazuje větší závislost na prostorovém uspořádání, než u organismů menších velikostí (Hájek et al., 2011). Obecně by se tedy dalo říct, že prostorové uspořádání lokalit má větší vliv na distribuci skupin živočichů se ztíženou schopností disperze (ryby, zooplankton atd.), jelikož při zhoršení lokálních podmínek je jejich disperze na vhodnější místo dílem náhody (Baguette et al., 2013; Beisner et al., 2006; Bie et al., 2012; Castillo-Escrivà et al., 2017). Na druhé straně aktivně se šířící organismy (např. brouky či vážky), které si mohou lépe vybrat lokalitu vhodnou pro život, budou více ovlivňovány lokálními podmínkami tůní (Binckley and Resetarits, 2007; Garcia and Mittelbach, 2008; Stoks and McPeck, 2003). Ve zkoumané lokalitě jsou údolí značně hluboká a zooplankton s pasivní i aktivní možností disperze pravděpodobně při pohybu mezi

jednotlivými tůněmi následuje stejné trasy (Juračka et al., 2019). Možným vektorem přenosu jsou ptáci a jiní suchozemští živočichové, jelikož zástupci všech tří skupin zooplanktonu byli nalezeni životaschopní i po průchodu jejich trávicí soustavou (např. Brochet et al., 2010; Frisch et al., 2007; Jenkins and Underwood, 1998).

Teorie metaspolečenstev říká, že druhová bohatost již existujících komunit je stále ovlivňována jak regionálními, tak lokálními podmínkami (Allen, 2007; Louette and De Meester, 2007). Fenomén klesající podobnosti v druhovém složení s roustoucí vzdáleností mezi jednotlivými lokalitami bývá označován jako distance decay (rozpad vzdáleností) (Nekola and White, 1999). Nově vzniklé tůně se rychle začnou ve složení zooplanktonních společenstev podobat tůním v okolí, zatímco tůně starší se ve složení druhů mění jen málo (Hanly and Mittelbach, 2017).

V tůních, které jsou propojeny tekoucí vodou budou mít hlavní slovo spíše lokální podmínky (Cottenie and De Meester, 2004). Velký vliv na zooplanktonní společenstva má také predanční tlak ryb a pokrývka makrofyt. V tůních, ve kterých nebyly ryby, ale byly pokryty makrofyty, bývají nejčastějšími zástupci zooplanktonu perloočky.



## 6. ZÁVĚR

Tato práce zahrnuje časové srovnání pouze pro tři skupiny zooplanktonních organismů. Nabízí se tedy volný prostor pro srovnání dalších skupin bezobratlých (brouci, perloočky, vířníci, vážky a ploštice), které byly analyzovány v prvních dvou odběrových sezónách (Juračka et al., 2016; Juračka et al., 2019). Během dvanácti let pozorování vybraných kokořínských tůní klesl počet druhů klanonožců a lasturnatek. U lasturnatek jsem navíc pozorovala pouze úbytek a žádné nově přichozí druhy. Tato skupina živočichů byla také na druhy nejchudší, jelikož CHKO Kokořínsko není z hlediska písčivcového podloží vhodným prostředím pro jejich výskyt (Simonová, 2006). Skupina měkkýšů byla nejpočetnější a nejvíce druhů i mezi sezónami přibývalo a mizelo. Hypotéza, že bude větší druhová změna u skupin, které se nerozmnožují partenogeneticky, se potvrdila pouze u měkkýšů, a ne u klanonožců. Také se nepotvrdila hypotéza, že by se během stárnutí lokalit objevovalo více singletonů druhů. Jediné tři druhy měkkýšů se v CHKO Kokořínsko vyskytly pouze v jednom roce. U všech tří pozorovaných skupin živočichů jsem pozorovala nejvíce zastoupeny takové druhy, které jsou typické zejména pro střední Evropu. Stejně jako MacArthur s Wilsonem (1967) formulovali pozorování, že více druhů se nachází na větších plochách, stejný výsledek je i v CHKO Kokořínsko. Během let 2005 až 2017 bylo nejvíce druhů nalezeno v největších či nejhlubších tůních. Po hloubce a velikosti vodní plochy mělo na počet druhů vliv pokrytí vodní plochy vegetací, či elektrická vodivost.

Na začátku existence tůní je důležité jejich umístění pro úspěšnost v disperzi zooplanktonu. Vliv lokálních podmínek se během 12 let změnil pouze nepatrně. Pravděpodobně by bylo lepší udělat další odběry s větším časovým rozestupem. Regionální procesy, jakými jsou například stáří habitatů, rozdíly ve speciaci a imigraci, se těžko zahrnují do ekologických studií, jelikož se projevují v delším časovém horizontu (Cottenie a De Meester, 2004; Collins et al., 2018). Pro možnost srovnávání výsledků studií zooplanktonních metaspolečenstev je nejdříve potřeba sjednotit metodiku, a to hlavně počet a druh proměnných používaných ve statistické analýze (Cottenie, 2005).

## 7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Alekseev, V.R., and Defaye, D.** (2011). Taxonomic differentiation and world geographical distribution of the *Eucyclops serrulatus* group (Copepoda, Cyclopidae, Eucyclopinae). *Studies on Freshwater Copepoda* 41–72.
- Alfonso, G., Russo, R., and Belmonte, G.** (2014). First record of the Asian diaptomid *Neodiaptomus schmackeri* (Poppe & Richard, 1892) (Crustacea: Copepoda: Calanoida) in Europe. *Journal of Limnology* 73, 584–592.
- Allen, M.R.** (2007). Measuring and modeling dispersal of adult zooplankton. *Oecologia* 153, 135–143.
- Alyakrinskaya, I.O.** (2004). Resistance to Drying in Aquatic Mollusks. *Biology Bulletin* 31, 299–309.
- AOPK ČR** (2020): Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky: Správa CHKO Kokořínsko [online]. [cit. 2020-10-27]. Dostupné z: <https://kokořinsko.ochranaprirody.cz/>
- Arndt, H., and Nixdorf, B.** (1991). Spring clear-water phase in a eutrophic lake: Control by herbivorous zooplankton enhanced by grazing on components of the microbial web. *SIL Proceedings, 1922-2010* 24, 879–883.
- Astorga, A., Oksanen, J., Luoto, M., Soininen, J., Virtanen, R., and Muotka, T.** (2012). Distance decay of similarity in freshwater communities: do macro- and microorganisms follow the same rules?: Decay of similarity in freshwater communities. *Global Ecology and Biogeography* 21, 365–375.
- Audet, C., MacPhee, S., and Keller, W.** (2013). Colonization of constructed ponds by crustacean zooplankton: local and regional influences. *Journal of Limnology* 72, 524–530.
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V.M., and Turlure, C.** (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks: Dispersal, connectivity and networks. *Biological Reviews* 88, 310–326.
- Bartholmé, S., Samchyshyna, L., Santer, B., and Lampert, W.** (2005). Subitaneous eggs of freshwater copepods pass through fish guts: Survival, hatchability, and potential ecological implications. *Limnology and Oceanography* 50, 923–929.
- Baur, A., and Baur, B.** (1993). Daily movement patterns and dispersal in the land snail *Arianta arbustorum*. *Malacologia* 89–98.

- Beran, L.** (1998): Vodní měkkýši ČR. – Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 17, Vlašim: ZO ČSOP, 113 p
- Beran, L.** (2002): Vodní měkkýši České republiky - rozšíření a jeho změny, stanoviště, šíření, ohrožení a ochrana, červený seznam (Aquatic molluscs of the Czech Republic distribution and its changes, habitats, dispersal, threat and protection, Red List).- Sborník přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, Supplementum 10, 258 pp.
- Beran, L.** (2006): Přírodní podmínky CHKO Kokořínsko. – In: Beran L. et al. 2006: Bezobratlí Kokořínska. – Bohemia centralis, Praha, 27: 11-18
- Beisner, B.E., Peres-Neto, P.R., Lindström, E.S., Barnett, A., and Longhi, M.L.** (2006). The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology* 87, 2985–2991.
- Bie, T., Meester, L., Brendonck, L., Martens, K., Goddeeris, B., Ercken, D., Hampel, H., Denys, L., Vanhecke, L., Gucht, K., et al.** (2012). Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters* 15, 740–747.
- Bilton, D.T., Freeland, J.R., and Okamura, B.** (2001). Dispersal in Freshwater Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 159–181.
- Binckley, C.A., and Resetarits, W.J.R.** (2007). Effects of forest canopy on habitat selection in treefrogs and aquatic insects: implications for communities and metacommunities. *Oecologia* 951–958.
- Blaustein, L., and Schwartz, S.S.** (2001). Why study ecology in temporary pools? *Israel Journal of Zoology* 47, 303–312.
- Boag, D.A.** (1986). Dispersal in pond snails: potential role of waterfowl. *Can. J. Zool.* 64, 904-909.
- Bogan, A.E.** (2008). Global diversity of freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 139–147.
- Boomer, I., Horne, D.J., and Smith, R.J.** (2006). Freshwater Ostracoda (Crustacea) from the Assynt region, NW Scotland: new Scottish records and a checklist of Scottish freshwater species. *Bulletin De L’Institut Royal Des Sciences Naturelles De Belgique*, 111–123.
- Boxshall, G.A., and Defaye, D.** (2008). Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 195–207.
- Brandl, Z.** (1998). Feeding strategies of planktonic cyclopoids in lacustrine ecosystems. *Journal of Marine Systems* 15, 87–95.

- Brandl, Z.** (2005). Freshwater Copepods and Rotifers: Predators and their Prey. *Hydrobiologia* 546, 475–489.
- Brauns, M., Garcia, X.-F., and Pusch, M.T.** (2008). Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. *Hydrobiologia* 613, 5–12.
- Brendonck, L., and De Meester, L.** (2003). Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491, 65–84.
- Brendonck, L., Pinceel, T., and Ortells, R.** (2017). Dormancy and dispersal as mediators of zooplankton population and community dynamics along a hydrological disturbance gradient in inland temporary pools. *Hydrobiologia* 796, 201–222.
- Brochet, A.L., Gauthier-Clerc, M., Guillemain, M., Fritz, H., Waterkeyn, A., Baltanás, Á., and Green, A.J.** (2010). Field evidence of dispersal of branchiopods, ostracods and bryozoans by teal (*Anas crecca*) in the Camargue (southern France). *Hydrobiologia* 637, 255–261.
- Büchi, L., and Vuilleumier, S.** (2014). Coexistence of Specialist and Generalist Species Is Shaped by Dispersal and Environmental Factors. *The American Naturalist* 183, 612–624.
- Cáceres, C.E., and Soluk, D.A.** (2002). Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia* 131, 402–408.
- Cadotte, M.W.** (2006). Dispersal and Species Diversity: A Meta-Analysis. *The American Naturalist* 167, 913–924.
- Caley, M.J., and Schluter, D.** (1997). The relationship between local and regional diversity. *Ecology* 78, 70–80.
- Cameron, R.A.D., Pokryszko, B.M., and Horsák, M.** (2010). Land Snail Faunas in Polish Forests: Patterns of Richness and Composition in a Post-Glacial Landscape. *Malacologia* 53, 77–134.
- Castillo-Escrivà, A., Aguilar-Alberola, J.A., and Mesquita-Joanes, F.** (2017). Spatial and environmental effects on a rock-pool metacommunity depend on landscape setting and dispersal mode. *Freshw Biol* 62, 1004–1011.
- Céréghino, R., Biggs, J., Declerck, S., and Oertli, B.** (2008). The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597, 1–6.
- Cohen, A.C., and Morin, J.G.** (1990). Patterns of Reproduction in Ostracodes: A Review. *Journal of Crustacean Biology* 10, 184–211.
- Cohen, G.M., and Shurin, J.B.** (2003). Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos* 103, 603–617.

- Connell, J.H., and Slatyer, R.O.** (1977). Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American Naturalist* *111*, 1119–1144.
- Cottenie, K.** (2005). Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics: Meta-analysis of metacommunities. *Ecology Letters* *8*, 1175–1182.
- Cottenie, K., and De Meester, L.D.** (2004). Metacommunity Structure: Synergy of Biotic Interactions as Selective Agents and Dispersal as Fuel. *Ecology* *85*, 114–119.
- Cottenie, K., Michels, E., Nuytten, N., and De Meester, L.** (2003). Zooplankton metacommunity structure: Regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology* *84*, 991–1000.
- Darwin, C.** (1861). On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life (New York: D. Appleton and Company).
- Davies, B., and Day, J.** (1998). Vanishing waters (Cape Town: University of Cape Town Press).
- De Meester, L., Gómez, A., Okamura, B., and Schwenk, K.** (2002). The Monopolization Hypothesis and the dispersal–gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecologica* *23*, 121–135.
- De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R., Louette, G., Van De Meutter, F., De Bie, T., Michels, E., and Brendonck, L.** (2005). Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* *15*, 715–725.
- De Meester, L., Vanoverbeke, J., Kilsdonk, L.J., and Urban, M.C.** (2016). Evolving Perspectives on Monopolization and Priority Effects. *Trends in Ecology & Evolution* *31*, 136–146.
- Dillon, R.T.** (2000). The Ecology of freshwater Molluscs (Cambridge University Press).
- Dodson, S.** (1991). Species richness of crustacean zooplankton in European lakes of different sizes. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Verhandlungen* *24*, 1223–1229.
- Dodson, S.** (1992). Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnol. Oceanogr.* *37*, 848–856.
- Dole-Olivier, M.-J., Galassi, D.M.P., Marmonier, P., and Creuze Des Chatelliers, M.** (2000). The biology and ecology of lotic microcrustaceans. *Freshwater Biology* *44*, 63–91.
- Downing, J.A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., Melack, J.M., et al.** (2006). The global

- abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.* 51, 2388–2397.
- Elgmork, K.** (1955). A Resting Stage without Encystment in the Animal Cycle of the Freshwater Copepod *Cyclops Strenuus Strenuus*. *Ecology* 36, 739–743.
- Elgmork, K.** (1981). Extraordinary Prolongation of the Life Cycle in a Freshwater Planktonic Copepod. *Holarctic Ecology* 4, 278–290.
- Ferrari, I.** (2006). New records of the centropagid *Boeckella triarticulata* (Copepoda: Calanoida) in Northern Italy: evidence of a successful invasion? *Aquatic Invasions* 1, 219–222.
- Foissner, W.** (2006). Biogeography and Dispersal of Micro-organisms: A Review Emphasizing Protists. *Acta Protozoologica* 111–136.
- Forrest, J., and Arnott, S.E.** (2007). Variability and predictability in a zooplankton community: The roles of disturbance and dispersal. *Ecoscience* 14, 137–145.
- Frenzel, P.** (1980). Die Populationsdynamik Von *Canthocamptus Staphylinus* (Jurine) (Copepoda, Harpacticoida) Im Litoral Des Bodensees. *Crustac* 39, 282–286.
- Frisch, D., and Green, A.J.** (2007). Copepods come in first: rapid colonization of new temporary ponds. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie* 168, 289–297.
- Frisch, D., Libman, B.S., D'Surney, S.J., and Threlkeld, S.T.** (2005). Diversity of floodplain copepods (Crustacea) modified by flooding: species richness, diapause strategies and population genetics. *Archiv Für Hydrobiologie* 162, 1–17.
- Frisch, D., Green, A.J., and Figuerola, J.** (2007). High dispersal capacity of a broad spectrum of aquatic invertebrates via waterbirds. *Aquatic Sciences* 69, 568–574.
- Frisch, D., Cottenie, K., Badosa, A., and Green, A.J.** (2012). Strong Spatial Influence on Colonization Rates in a Pioneer Zooplankton Metacommunity. *PLoS ONE* 7, e40205.
- Fryer, G.** (1957). The Food of Some Freshwater Cyclopoid Copepods and its Ecological Significance. *The Journal of Animal Ecology* 26, 263.
- Fryer, G.** (1993). Variation in acid tolerance of certain freshwater crustaceans in different natural waters. *Hydrobiologia* 250, 119–125.
- Fryer, G.** (1996). Diapause, a potent force in the evolution of freshwater crustaceans. *Hydrobiologia* 320, 1–14.
- Garcia, E.A., and Mittelbach, G.G.** (2008). Regional coexistence and local dominance in *Chaoborus*: species sorting along a predation gradient. *Ecology* 89, 1703–1713.

- Gee, J.H.R., Smith, B.D., Lee, K.M., and Griffiths, S.N.W.** (1997). The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7, 91–104.
- Gerten, D., and Adrian, R.** (2002). Species-specific changes in the phenology and peak abundance of freshwater copepods in response to warm summers. *Freshwater Biology* 47, 2163–2173.
- Gittenberger, E., Groenenberg, D.S.J., Kokshoorn, B., and Preece, R.C.** (2006). Molecular trails from hitch-hiking snails. *Nature* 439, 409–409.
- Glöer, P., and Meier-Brook, C.** (2008). Redescription of *Anisus septemgyratus* (Rossmässler, 1835) and *Anisus leucostoma* (Millet, 1813) (Gastro- poda: Planorbidae). *Mollusca* 26, 89-94.
- Graf, D.L.** (2013). Patterns of Freshwater Bivalve Global Diversity and the State of Phylogenetic Studies on the Unionoida, Sphaeriidae, and Cyrenidae \*. *American Malacological Bulletin* 31, 135–153.
- Gray, D.K., and Arnott, S.E.** (2012). The role of dispersal levels, Allee effects and community resistance as zooplankton communities respond to environmental change. *Journal of Applied Ecology* 49, 1216–1224.
- Green, A.J., and Figuerola, J.** (2005). Recent advances in the study of long-distance dispersal of aquatic invertebrates via birds: Dispersal of invertebrates via waterbirds. *Diversity and Distributions* 11, 149–156.
- Greene, C.H.** (1986). Patterns of Prey Selection: Implications of Predator Foraging Tactics. *The American Naturalist* 128, 824–839.
- Griffiths, S.J., Griffiths, H.I., Altınışli, S., and Tzedakis, C.** (2002). Interpreting the Tyrrhenocythere (Ostracoda) signal from Palaeolake Kopais, central Greece. *Boreas* 31, 250–259.
- Gyllström, M., and Hansson, L.A.** (2004). Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences* 66, 274–295.
- Hairston, N.G., and Cáceres, C.E.** (1996). Distribution of crustacean diapause: micro- and macroevolutionary pattern and process. *Hydrobiologia* 320, 27–44.
- Hairston, N.G., and De Stasio, B.T.Jr.** (1988). Rate of evolution slowed by a dormant propagule pool. *Nature* 239–242.
- Hairston, N.G., Van Brunt, R.A., Kearns, C.M., and Engstrom, D.R.** (1995). Age and Survivorship of Diapausing Eggs in a Sediment Egg Bank. *Ecology* 76, 1706–1711.

- Hájek, M., Roleček, J., Cottenie, K., Kintrová, K., Horsák, M., Pouličková, A., Hájková, P., Halpern, B.S., Borer, E.T., Seabloom, E.W., and Shurin, J.B.** (2005). Predator effects on herbivore and plant stability: Predators effects on stability. *Ecology Letters* 8, 189–194.
- Hanly, P.J., and Mittelbach, G.G.** (2017). The influence of dispersal on the realized trajectory of a pond metacommunity. *Oikos* 126, 1269–1280.
- Heino, J., Melo, A.S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., and Bini, L.M.** (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60, 845–869.
- Holland, T.A., and Jenkins, D.A.** (1998). Comparison of processes regulating zooplankton assemblages in new freshwater pools. *Hydrobiologia* 207–214.
- Holoyak, M., Leibold, M.A., and Holt, R.D.** (2005). *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities* (Chicago: University of Chicago Press).
- Horne, D.J., and Martens, K.** (1999). Geographical parthenogenesis in European nonmarine ostracoda: post-glacial invasion or Holocene stability? *Hydrobiologia* 391, 1–7.
- Hubbell, S.P.** (2001). *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography* (MPB 32) (Princeton: Princeton University Press).
- Hudson, P.L., and Bowen, C.A.** (2002). First Record of *Neoergasilus japonicus* (Poecilostomatoida: Ergasilidae), a Parasitic Copepod New to the Laurentian Great Lakes. *The Journal of Parasitology* 88, 657–663.
- Jenkins, D.G., and Buikema, A.L.** (1998). Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological Monographs* 68, 421–443.
- Jenkins, D.G., and Underwood, M.O.** (1998). Zooplankton may not disperse readily in wind, rain, or waterfowl. *Hydrobiologia* 378/388, 15–21.
- Jenkins, K.M., and Boulton, A.J.** (2003). Connectivity in a Dryland River: Short-Term Aquatic Microinvertebrate Recruitment Following Floodplain Inundation. *Ecology* 84, 2708–2723.
- Jenkins, D.G., Brescacin, C.R., Duxbury, C.V., Elliott, J.A., Evans, J.A., Grablow, K.R., Hillegass, M., Lyon, B.N., Metzger, G.A., Olandese, M.L., et al.** (2007). Does size matter for dispersal distance? *Global Ecology and Biogeography* 16, 415–425.
- Juračka, P.J., Declerck, S.A.J., Vondrák, D., Beran, L., Černý, M., and Petrusek, A.** (2016). A naturally heterogeneous landscape can effectively slow down the dispersal of aquatic microcrustaceans. *Oecologia* 180, 785–796.



- Juračka, P.J., Dobiáš, J., Boukal, D.S., Šorf, M., Beran, L., Černý, M., and Petrusek, A.** (2019). Spatial context strongly affects community composition of both passively and actively dispersing pool invertebrates in a highly heterogeneous landscape. *Freshw Biol* 64, 2093–2106.
- Kappes, H., and Haase, P.** (2012). Slow, but steady: dispersal of freshwater molluscs. *Aquatic Science* 74, 1–14.
- Katajisto, T.** (1996). Copepod eggs survive a decade in the sediments of the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 320, 153–159.
- Kjørboe, T.** (2008). Optimal swimming strategies in mate-searching pelagic copepods. *Oecologia* 155, 179–192.
- Kjørboe, T.** (2011). What makes pelagic copepods so successful? *Journal of Plankton Research* 33, 677–685.
- Kjørboe, T., Ceballos, S., and Thygesen, U.H.** (2015). Interrelations between senescence, life-history traits, and behavior in planktonic copepods. *Ecology* 96, 2225–2235.
- Kiss, A.** (2004). Field and laboratory observations on the microhabitat and food selection as well as predator avoidance of *Notodromas monacha* (Crustacea: Ostracoda). *Revista Espanola de Micropaleontologia* 36, 147–156.
- Kiss, A.** (2007). Factors affecting spatial and temporal distribution of Ostracoda assemblages in different macrophyte habitats of a shallow lake (Lake Fehér, Hungary). *Hydrobiologia* 585, 89–98.
- Knapp, R.A., and Sarnelle, O.** (2008). Recovery after Local Extinction: Factors Affecting Re Establishment of Alpine Lake Zooplankton. *Ecological Applications* 18, 1850–1859.
- Külköylüoğlu, O.** (2003). Ecology of Freshwater Ostracoda (Crustacea) from Lakes and Reservoirs in Bolu, Turkey. *Journal of Freshwater Ecology* 18, 343–347.
- Külköylüoğlu, O., and Yilmaz, F.** (2006). Ecological requirements of Ostracoda (Crustacea) in three types of springs in Turkey. *Limnologica* 172–180.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., et al.** (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology: The metacommunity concept. *Ecology Letters* 7, 601–613.
- Li, X., Liu, W., Zhang, L., and Sun, Z.** (2010). Distribution of Recent ostracod species in the Lake Qinghai area in northwestern China and its ecological significance. *Ecological Indicators* 11.

- Lodge, D.M., Brown, K.M., Klosiewski, S.P., Stein, R.A., Covich, A.P., Leathers, B.K., and Brönmark, C.** (1987). Distribution of freshwater snails: spatial scale and the relative importance of physiochemical and biotic factors. *American Malacological Bulletin* 73–84.
- Logue, J.B., Mouquet, N., Peter, H., and Hillebrand, H.** (2011). Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology & Evolution* 26, 482–491.
- Lopez, L.C.S., Rodrigues, P.J.F.P., and Rios, R.I.** (1999). Frogs and Snakes as Phoretic Dispersal Agents of Bromeliad Ostracods (Limnocytheridae: Elpidium) and Annelids (Naididae: Dero)1. *Biotropica* 31, 705–708.
- Lopez, L.C.S., Gonçalves, D.A., Mantovani, A., and Rios, R.I.** (2002). Bromeliad ostracods pass through amphibian (*Scinax perpusillus*) and mammalian guts alive. *Hydrobiologia* 209–211.
- Louette, G., and De Meester, L.** (2004). Rapid colonization of a newly created habitat by cladocerans and the initial build-up of a *Daphnia*-dominated community. *Hydrobiologia* 513, 245–249.
- Louette, G., and De Meester, L.** (2005). High dispersal capacity of cladoceran zooplankton in newly founded communities. *Ecology* 86, 353–359.
- Louette, G., and De Meester, L.** (2007). Predation and priority effects in experimental zooplankton communities. *Oikos* 116, 419–426.
- Louette, G., De Meester, L., and Declerck, S.** (2008). Assembly of zooplankton communities in newly created ponds. *Freshwater Biology* 2309–2320.
- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O.** (1967). The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Mackie, G.L.** (1979). Dispersal mechanisms in Sphaeriidae (Mollusca: Bivalvia). *Bulletin of the American Malacological Union* 17–21.
- Marten, G.G., and Reid, J.W.** (2007). Cyclopoid copepods. *Journal of the American Mosquito Control Association* 23, 65–92.
- Martens, K.** (1998). Diversity and endemism of Recent non-marine ostracods (Crustacea, Ostracoda) from Africa and South America: a faunal comparison. *SIL Proceedings, 1922-2010* 26, 2093–2097.
- Martens, K., and Tudorancea, C.** (1991). Seasonality and spatial distribution of the ostracods of Lake Zwai, Ethiopia (Crustacea: Ostracoda). *Freshwater Biology* 25, 233–241.

- Martens, K., Schon, I., Meisch, C., and Horne, D.J.** (2008). Global diversity of ostracods (Ostracoda, Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 185-193.
- Mazaris, A.D., Moustaka-Gouni, M., Michaloudi, E., and Bobori, D.C.** (2010). Biogeographical patterns of freshwater micro- and macroorganisms: a comparison between phytoplankton, zooplankton and fish in the eastern Mediterranean. *Journal of Biogeography* 37, 1-11.
- Meisch, C.** (2000) *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe*, Spectrum, Heidelberg.
- Mesquita-Joanes, F., Griffiths, H.I., Dominguez, M.I., and Lozano-Quilis, M.A.** (2001). Ostracoda (Crustacea) as ecological indicators: A case study from Iberian Mediterranean brooks. *Archiv Fur Hydrobiologie* 150, 54–560.
- Michels, E., Cottenie, K., Neys, L., and Meester, L.D.** (2001). Zooplankton on the move: first results on the quantification of dispersal of zooplankton in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia* 442, 117–126.
- Mouquet, N., Munguia, P., Kneitel, J.M., and Miller, T.E.** (2003). Community assembly time and the relationship between local and regional species richness. *Oikos* 103, 618–626.
- Næss, T., and Nilssen, J.P.** (1991). Diapausing Fertilized Adults. A New Pattern of Copepod Life Cycle. *Oecologia* 86, 368–371.
- Nekola, J.C., and White, P.S.** (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography* 26, 867–878.
- Ng, I.S.Y., Carr, C.M., and Cottenie, K.** (2009). Hierarchical zooplankton metacommunities: distinguishing between high and limiting dispersal mechanisms. *Hydrobiologia* 619, 133–143.
- Oertli, B.** (2018). Freshwater biodiversity conservation: The role of artificial ponds in the 21st century. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 28, 264–269.
- Oertli, B., Joye, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., and Lachavanne, J.B.** (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104, 59–70.
- Oertli, B., Biggs, J., Céréghino, R., Grillas, P., Joly, P., and Lachavanne, J.B.** (2005). Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 15, 535–540.

- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., and Wagner, H.** (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Omesová, M.** (2006): *Perloočky a klanonožci (Crustacea: Cladocera, Copepoda) CHKO Kokořínsko*. In *Bezobratlí Kokořínska*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2006.
- Palik, B., Batzer, D.P., Buech, R., Nichols, D., Cease, K., Egeland, L., and Streblow, D.E.** (2001). Seasonal pond characteristics across a chronosequence of adjacent forest ages in northern Minnesota, USA. *Wetlands* 21, 532–542.
- Pandit, S.N., Kolasa, J., and Cottenie, K.** (2009). Contrasts between habitat generalists and specialists: an empirical extension to the basic metacommunity framework. *Ecology* 90, 2253–2262.
- Panov, V.E., Krylov, P.I., and Riccardi, N.** (2004). Role of diapause in dispersal and invasion success by aquatic invertebrates. *Journal of Limnology* 63, 56.
- Příkryl, I., and Bláha, M.** (2007). *Klíč středoevropských Cyclopidae a Diaptomidae (bez druhů podzemních vod)*.
- R Core Team** (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rees, W.J.** (1965). The aerial dispersal of Mollusca. *Journal of Molluscan Studies* 36, 269–282.
- Resetarits, W.J., Jr.** (2001). Colonization under Threat of Predation: Avoidance of Fish by an Aquatic Beetle, *Tropisternus lateralis* (Coleoptera: Hydrophilidae). *Oecologia* 129, 155–160.
- Rieradevall, M., and Roca, J.R.** (1995). Distribution and population dynamics of ostracodes (Crustacea, Ostracoda) in a karstic lake: Lake Banyoles (Catalonia, Spain). *Hydrobiologia* 310, 189–196.
- Ripley, B.** (2019). *tree: Classification and Regression Trees*. R package version 1.0-40. <https://CRAN.R-project.org/package=tree>
- Ripley, B.J., and Simovich, M.A.** (2009). Species richness on islands in time: variation in ephemeral pond crustacean communities in relation to habitat duration and size. *Hydrobiologia* 617, 181–196.

- Rossi, V., Sch6n, I., Butlin, R.K., and Menozzi, P.** (1998). Clonal genetic diversity. In Martens K. (Ed), *Sex and Parthenogenesis-Evolutionary Ecology of Reproductive Modes in Non-Marine Ostracods*, (Leiden: Backhuys), pp. 257–274.
- Sarnelle, O., and Knapp, R.A.** (2004). Zooplankton recovery after fish removal: Limitations of the egg bank. *Limnology and Oceanography* 49, 1382–1392.
- Sarvala, J.** (1979). A parthenogenetic life cycle in a population of *Canthocamptus Staphylinus* (Copepoda, Harpacticoida). *Hydrobiologia* 62, 113–129.
- Scheffer, M., van Geest, G.J., Zimmer, K., Jeppesen, E., S6ndergaard, M., Butler, M.G., Hanson, M.A., Declerck, S., and De Meester, L.** (2006). Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112, 227–231.
- Schlichting, H.E., and Sides, S.L.** (1969). The Passive Transport of Aquatic Microorganisms by Selected Hemiptera. *The Journal of Ecology* 57, 759–764.
- Sferra, C.O., Hart, J.L., and Howeth, J.G.** (2017). Habitat age influences metacommunity assembly and species richness in successional pond ecosystems. *Ecosphere* 8.
- Shurin, J.B.** (2000). Dispersal Limitation, Invasion Resistance, and the Structure of Pond Zooplankton Communities. *Ecology* 81, 3074–3086.
- Shurin, J.B., and Allen, E.G.** (2001). Effects of Competition, Predation, and Dispersal on Species Richness at Local and Regional Scales. *The American Naturalist* 158, 624–637.
- Shurin, J.B., Havel, J.E., Leibold, M.A., and Pinel-Alloul, B.** (2000). Local and Regional Zooplankton Species Richness: A Scale-Independent Test for Saturation. *Ecology* 81, 3062–3073.
- Shurin, J.B., Cottenie, K., and Hillebrand, H.** (2009). Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia* 159, 151–159.
- Smith, A.J., and Horne, D.J.** (2002). Ecology of marine, marginal marine and nonmarine ostracodes. In *Geophysical Monograph Series*, J.A. Holmes, and A.R. Chivas, eds. (Washington, D. C.: American Geophysical Union), pp. 37–64.
- Smith, R.J., and Kamiya, T.** (2014). The freshwater ostracod (Crustacea) genus *Notodromas* Lilljeborg, 1853 (Notodromadidae) from Japan; taxonomy, ecology and lifestyle. *Zootaxa* 3841, 239.
- Smith, R.J., Kamiya, T., and Horne, D.J.** (2006). Living males of the ‘ancient asexual’ Darwinulidae (Ostracoda: Crustacea). *Proceedings of the Royal Society* 273, 1569–1578..

- Soininen, J.** (2014). A quantitative analysis of species sorting across organisms and ecosystems. *Ecology* 95, 3284–3292.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., and Jensen, J.P.** (2005). Pond or lake: does it make any difference? *Archiv Für Hydrobiologie* 162, 143–165.
- Steiner, C.F.** (2004). Daphnia dominance and zooplankton community structure in fishless ponds. *Journal of Plankton Research* 26, 799–810.
- Steiner, C.F., and Roy, A.H.** (2003). Seasonal succession in fishless ponds: effects of enrichment and invertebrate predators on zooplankton community structure. *Hydrobiologia* 125–134.
- Stoks, R., and McPeck, M.A.** (2003). Predators and life histories shapes lentic damselfly assemblages along a freshwater habitat gradient. *Ecology* 84, 1576–1587.
- Strong, E.E., Gargominy, O., Ponder, W.F., and Bouchet, P.** (2008). Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 149–166.
- Symonová, R.** (2006): Lasturnatky (Ostracoda, Crustacea) CHKO Kokořínsko. In Bezobratlí Kokořínska. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2006.
- Szlauer-Łukaszewska, A.** (2012). Ostracod Assemblages in Relation to Littoral Plant Communities of a Shallow Lake (Lake Świdwie, Poland). *International Review of Hydrobiology* 97, 262–275.
- Van Geest, G.J., Roozen, F.C.J.M., Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buijse, A.D., Peeters, E.T.H.M., and Scheffer, M.** (2003). Vegetation abundance in lowland flood plain lakes determined by surface area, age and connectivity. *Freshwater Biol* 48, 440–454.
- Vandel, A.** (1928). La parthénogenese géographique. Contribution a l'étude biologique et cytologique de la parthénogenese naturelle. *Bulletin Biologique de La France et de La Belgique* 164–182.
- Vanschoenwinkel, B., Waterkeyn, A., Vandecaetsbeek, T., Pineau, O., Grillas, P., and Brendonck, L.** (2008a). Dispersal of freshwater invertebrates by large terrestrial mammals: a case study with wild boar (*Sus scrofa*) in Mediterranean wetlands. *Freshwater Biology* 53, 2264–2273.
- Vanschoenwinkel, B., Gielen, S., Seaman, M., and Brendonck, L.** (2008b). Any Way the Wind Blows: Frequent Wind Dispersal Drives Species Sorting in Ephemeral Aquatic Communities. *Oikos* 117, 125–134.
- Vanschoenwinkel, B., Gielen, S., Seaman, M., and Brendonck, L.** (2009). Wind mediated dispersal of freshwater invertebrates in a rock pool metacommunity: differences in dispersal capacities and modes. *Hydrobiologia* 635, 363–372.

- Vanschoenwinkel, B., Waterkeyn, A., Nhiwatiwa, T., Pinceel, T., Spooren, E., Geerts, A., Clegg, B., and Brendonck, L.** (2011). Passive external transport of freshwater invertebrates by elephant and other mud-wallowing mammals in an African savannah habitat: Invertebrate dispersal by mud-wallowing mammals. *Freshwater Biology* 56, 1606–1619.
- Vijverberg, J.** (1977). Population structure, life histories and abundance of copepods in Tjeukemeer, the Netherlands. *Freshwater Biology* 7, 579–597.
- Waterkeyn, A., Pineau, O., Grillas, P., and Brendonck, L.** (2010). Invertebrate dispersal by aquatic mammals: a case study with nutria *Myocastor coypus* (Rodentia, Mammalia) in Southern France. *Hydrobiologia* 654, 267–271.
- White, D., and Gramacy, R.B.** (2012). maptree: Mapping, pruning, and graphing tree models. R package version 1.4-7. <https://CRAN.R-project.org/package=maptree>
- Williams, P., Whitfield, M., and Biggs, J.** (2008). How can we make new ponds biodiverse? A case study monitored over 7 years. *Hydrobiologia* 597, 137–148.
- Wilson, D.S.** (1992). Complex Interactions in Metacommunities, with Implications for Biodiversity and Higher Levels of Selection. *Ecology* 73, 1984–2000.
- Winegardner, A.K., Jones, B.K., Ng, I.S.Y., Siqueira, T., and Cottenie, K.** (2012). The terminology of metacommunity ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 27, 253–254.

## 8. PŘÍLOHY

Seznam příloh:

- Příloha 1: Regresní stromy všech skupin studovaných organismů pro jednotlivé odběrové sezóny
- Příloha 2: Data přítomnosti jednotlivých druhů v tůních
- Příloha 3: Primární naměřená data

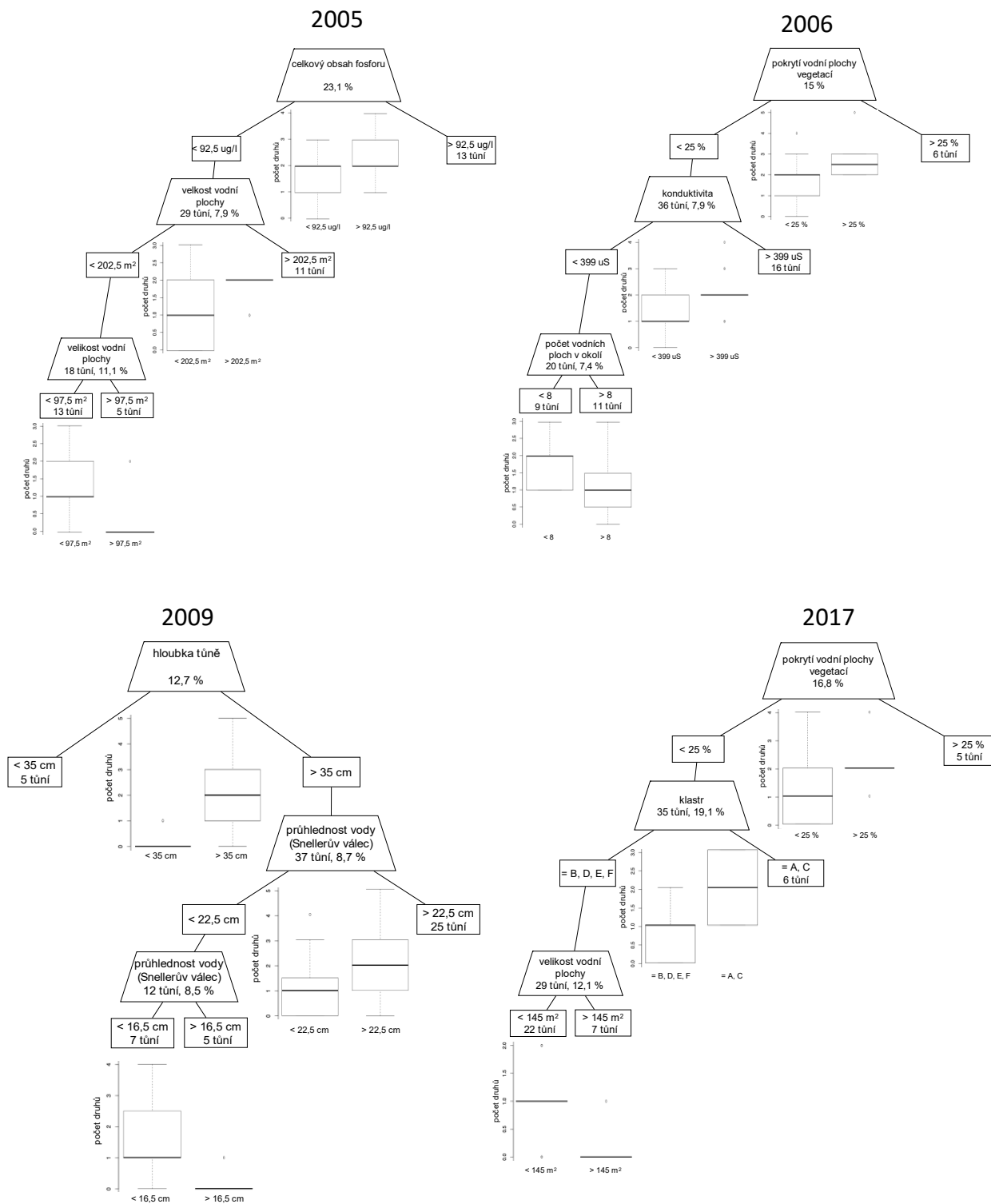
Legenda k příloze 3:

- Plocha [ $\text{m}^2$ ]
- Hloubka [cm]
- Konduktivita [ $\mu\text{S}$ ]
- Chlorofyl a [ $\mu\text{g.l}^{-1}$ ]
- Celkový obsah P (fosforu) [ $\mu\text{g.l}^{-1}$ ]
- Celkový obsah N (dusíku) [ $\text{mg.l}^{-1}$ ]
- Sneller = průhlednost vody měřená snellerovým válcem [cm]
- Lemna = pokrytí hladinou *Lemna minor* (0 - < 1%, 1 - < 25 %, 2 - < 25 %)
- Emergent = množství plovoucích rostlin (0 - < 1%, 1 - < 25 %, 2 - < 25 %)
- Submergent = množství ponořených rostlin (0 - < 1%, 1 - < 25 %, 2 - < 25 %)
- Macrophyta = množství rostlin nad hladinou (0 - < 1%, 1 - < 25 %, 2 - < 25 %)

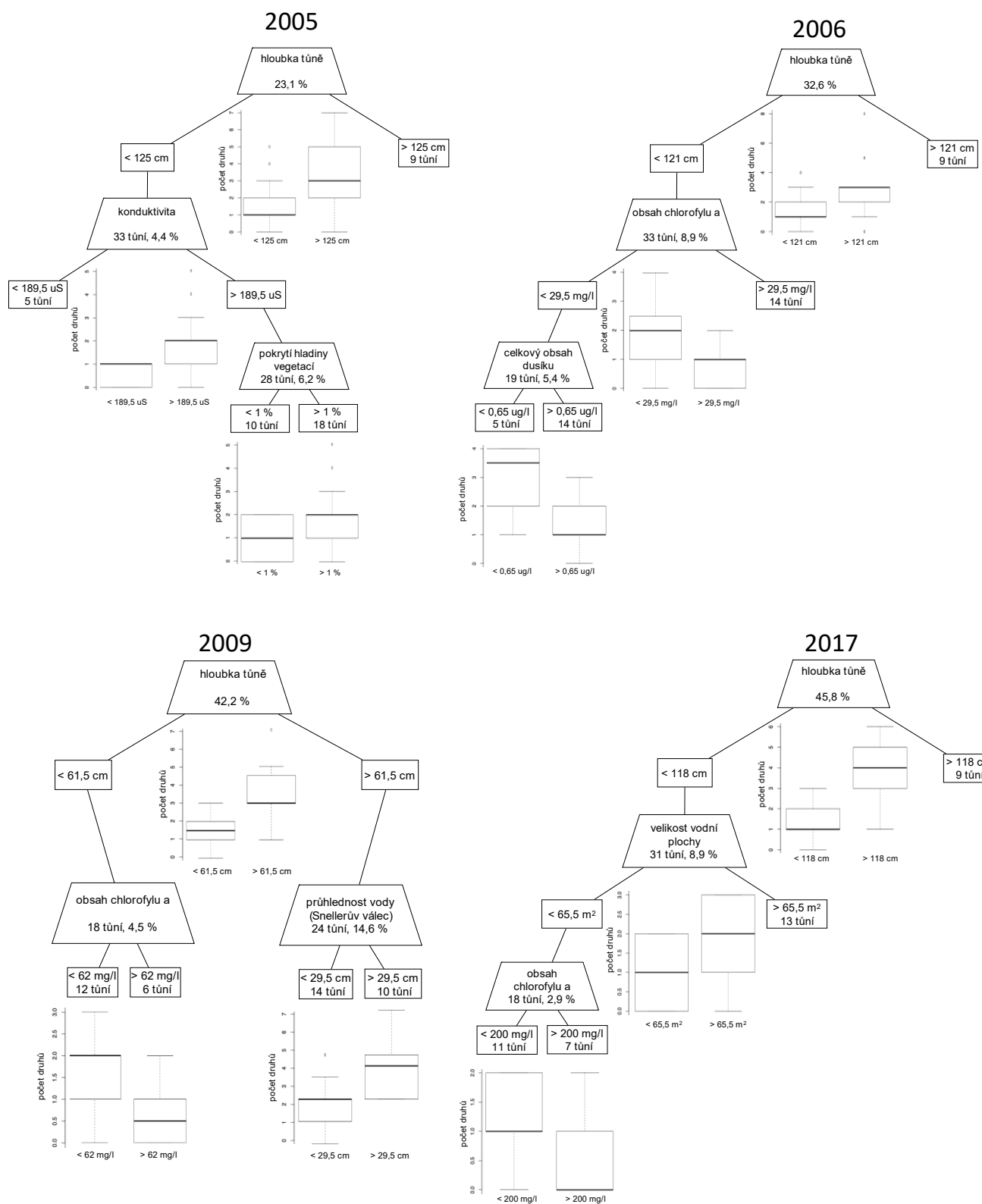


# PŘÍLOHA 1:

## LASTURNATKY

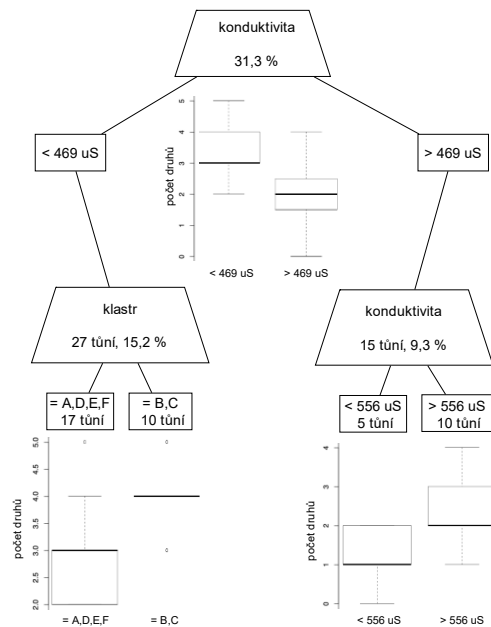


## MĚKKÝŠI

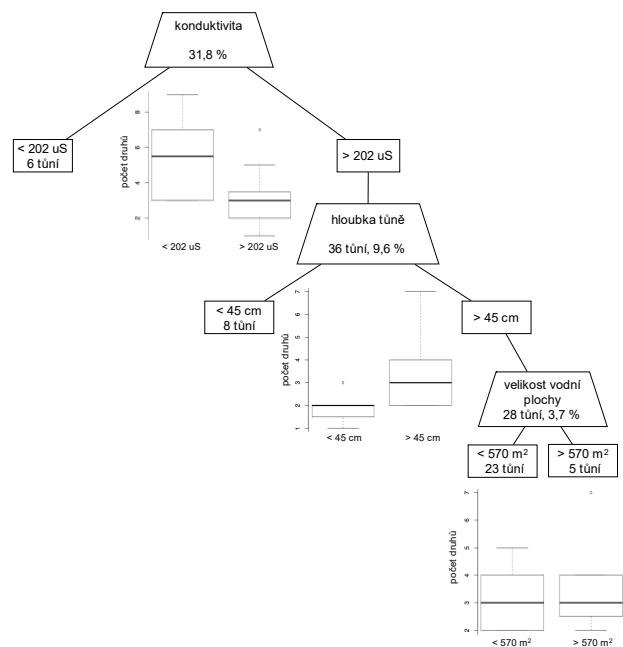


# KLANONOŽCI

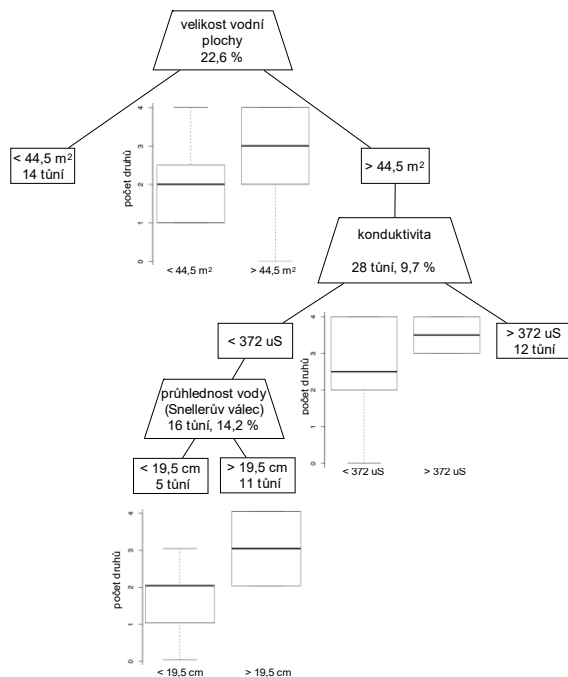
2005



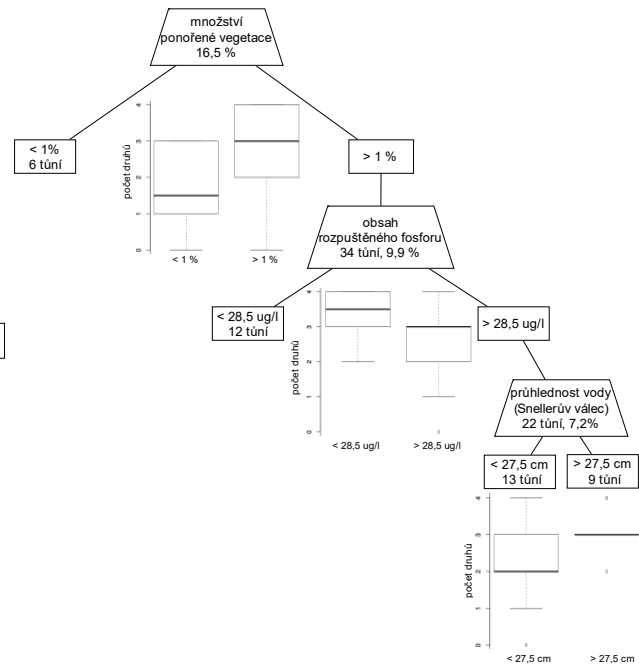
2006



2009



2017



## PŘÍLOHA 2: Přítomnost jednotlivých druhů v tůních Lasturnatky

JARO 2005	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42		
<i>Candona candida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Candona neglecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocipris ovum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypria opthalmica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypria</i> cf. <i>Subsalsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypridopsis vidua</i>	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Ilyocypris gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notodromas monacha</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0

LÉTO 2005	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42			
<i>Candona candida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Candona neglecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyclocipris ovum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cypria opthalmica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cypria</i> cf. <i>Subsalsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cypridopsis vidua</i>	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	
<i>Ilyocypris gibba</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Notodromas monacha</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	

PODZIM 2005	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42			
<i>Candona candida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Candona neglecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Cyclocipris ovum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Cypria opthalmica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Cypria</i> cf. <i>Subsalsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cypridopsis vidua</i>	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ilyocypris gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Notodromas monacha</i>	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0

[illegible]

LÉTO 2006	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	
<i>Candona candida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Candona neglecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyclodiprion ovum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cypria ophthalmica</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Cypria</i> cf. <i>Subsalsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Cypridopsis vidua</i>	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	
<i>Ilyocypris gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Notodromas monacha</i>	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0

PODZIM 2006	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	
<i>Candona candida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Candona neglecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyclodiprion ovum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cypria ophthalmica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Cypria</i> cf. <i>Subsalsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cypridopsis vidua</i>	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	
<i>Ilyocypris gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Notodromas monacha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

JARO 2009	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	
<i>Candona candida</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
<i>Candona neglecta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyclocypris ovum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypria ophthalmica</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypria</i> cf. <i>Subsalsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypridopsis vidua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ilyocypris gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notodromas monacha</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0

LÉTO 2009	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	
<i>Candona candida</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Candona neglecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclodiprion ovum</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypria ophthalmica</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypria</i> cf. <i>Subsalsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cypridopsis vidua</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Ilyocypris gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Notodromas monacha</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0

[illegible][illegible][illegible][illegible]

# KLANONOŽCI

[illegible][illegible][illegible]









## MĚKKÝŠI

[illegible][illegible]



[illegible][illegible]



PODZIM 2009	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42				
<i>Acroloxus lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Anisus leucostoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Anisus vortex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Bihynia tentaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Ferrissia fragilis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Galba truncatula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Gyraulus albus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gyraulus crista</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hippeutis complanatus</i>	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Lymnea stagnalis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Musculium lacustre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pisidium casertatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pisidium milium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pisidium obtusale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pisidium personatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pisidium subtruncatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Radix auricularia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Radix balthica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Radix labiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Radix peregra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphaerium corneum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Valvata cristata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Valvata piscinalis</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

JARO 2017	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	
<i>Acroloxus lacustris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Anisus leucostoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anisus vortex</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bihynia tentaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ferrissia fragilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Galba truncatula</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gyraulus albus</i>	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyraulus crista</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hippeutis complanatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	
<i>Lymnea stagnalis</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Musculium lacustre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
<i>Pisidium casertatum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium milium</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium obtusale</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pisidium personatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pisidium subtruncatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Radix auricularia</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	
<i>Radix balthica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Radix labiata</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Radix peregra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Sphaerium corneum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Valvata cristata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Valvata piscinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

[illegible][illegible]



# PRÍLOHA 3: primárni naměřená dat

2005

Číslo tůně	Sezóna	Plocha	Hloubka	Historie	Konduktivita	Macrophyta	Chlorofyl a	Celkový obsah P	Celkový obsah N	Lemna	Submergent	Emergent
1	jaro	42	30	1	328	2	38	107	3,1	0	2	1
	léto	42	30	1	481	0	38	107	3,1	0	0	0
	podzim	42	30	1	357	1	38	107	3,1	0	1	1
2	jaro	600	130	0	345	1	20	15	0,6	0	1	1
	léto	600	130	0	530	1	20	15	0,6	0	1	0
	podzim	600	130	0	407	1	20	15	0,6	0	1	1
3	jaro	345	150	0	163	2	16	80	0,8	0	2	1
	léto	345	150	0	234	1	16	80	0,8	0	1	1
	podzim	345	150	0	228	1	16	80	0,8	0	1	1
4	jaro	225	100	0	542	2	37	73	1,3	0	1	1
	léto	225	100	0	648	1	37	73	1,3	0	0	1
	podzim	225	100	0	406	1	37	73	1,3	0	1	1
5	jaro	225	120	0	150	2	21	41	0,7	0	2	2
	léto	225	120	0	95	2	21	41	0,7	0	1	0
	podzim	225	120	0	181	2	21	41	0,7	0	0	2
6	jaro	250	150	0	341	2	26	166	0,7	0	2	2
	léto	250	150	0	355	1	26	166	0,7	0	1	1
	podzim	250	150	0	377	1	26	166	0,7	0	1	1
7	jaro	250	100	0	130	2	28	127	1,2	0	2	2
	léto	250	100	0	154	1	28	127	1,2	0	1	0
	podzim	250	100	0	122	1	28	127	1,2	0	0	2
8	jaro	20	100	0	81	1	45	51	2	1	1	0
	léto	20	100	0	135	1	45	51	2	0	1	0
	podzim	20	100	0	81	2	45	51	2	1	2	1
9	jaro	360	150	0	407	2	24	51	0,8	1	2	0
	léto	360	150	0	412	1	24	51	0,8	0	1	0
	podzim	360	150	0	420	2	24	51	0,8	0	1	0
10	jaro	0,5	40	0	736	2	23	58	2	0	0	2
	léto	0,5	40	0	594	2	23	58	2	0	0	2
	podzim	0,5	40	0	653	2	23	58	2	0	0	2
11	jaro	150	70	1	862	1	11	17	0,7	0	0	1
	léto	150	70	1	858	0	11	17	0,7	0	0	0
	podzim	150	70	1	862	0	11	17	0,7	0	0	1
12	jaro	45	100	0	818	1	33	136	0,6	0	0	1
	léto	45	100	0	664	1	33	136	0,6	0	0	1
	podzim	45	100	0	678	1	33	136	0,6	0	0	1
13	jaro	180	150	0	301	2	44	41	4,1	0	2	2
	léto	180	150	0	420	1	44	41	4,1	0	1	1
	podzim	180	150	0	434	2	44	41	4,1	0	2	2
14	jaro	600	80	1	426	2	24	161	1,3	0	0	2
	léto	600	80	1	422	2	24	161	1,3	0	0	2
	podzim	600	80	1	374	2	24	161	1,3	0	0	2
15	jaro	216	50	1	443	2	98	150	1,2	0	1	2
	léto	216	50	1	350	1	98	150	1,2	0	0	1
	podzim	216	50	1	455	2	98	150	1,2	0	0	2
16	jaro	250	120	1	62	2	144	254	1,9	2	2	2
	léto	250	120	1	77	2	144	254	1,9	2	2	2
	podzim	250	120	1	89	2	144	254	1,9	2	2	2
17	jaro	10	200	1	30	1	45	525	1,7	1	1	1
	léto	10	200	1	43	1	45	525	1,7	0	1	0
	podzim	10	200	1	39	1	45	525	1,7	1	1	1
18	jaro	60	100	0	809	2	41	110	0,8	1	2	0
	léto	60	100	0	1180	1	41	110	0,8	1	1	0
	podzim	60	100	0	498	1	41	110	0,8	1	1	0
19	jaro	7,5	50	0	542	1	9	51	5,1	0	1	0
	léto	7,5	50	0	552	1	9	51	5,1	0	1	0
	podzim	7,5	50	0	530	1	9	51	5,1	0	1	0
20	jaro	2	20	0	430	2	7	37	0,8	0	1	0
	léto	2	20	0	407	1	7	37	0,8	0	1	0
	podzim	2	20	0	403	1	7	37	0,8	0	1	0
21	jaro	4	30	0	636	0	7	38	6,1	0	0	0
	léto	4	30	0	623	0	7	38	6,1	0	0	0
	podzim	4	30	0	638	0	7	38	6,1	0	0	0
22	jaro	600	50	0	304	2	24	20	1,6	0	2	1
	léto	600	50	0	287	1	24	20	1,6	0	1	0
	podzim	600	50	0	287	2	24	20	1,6	0	2	2
23	jaro	540	120	0	451	2	33	30	0,7	0	2	1
	léto	540	120	0	330	2	33	30	0,7	0	2	1
	podzim	540	120	0	517	2	33	30	0,7	0	2	1
24	jaro	150	80	0	323	1	9	10	0,5	0	1	1
	léto	150	80	0	539	1	9	10	0,5	0	1	0
	podzim	150	80	0	451	1	9	10	0,5	0	0	1
25	jaro	20	90	0	408	1	27	9	0,7	0	1	0
	léto	20	90	0	427	1	27	9	0,7	0	1	0
	podzim	20	90	0	418	1	27	9	0,7	0	0	1
26	jaro	400	100	0	357	1	8	12	0,4	0	1	1
	léto	400	100	0	396	1	8	12	0,4	0	1	0
	podzim	400	100	0	393	1	8	12	0,4	0	0	1
27	jaro	900	50	0	421	1	9	29	0,5	0	1	0
	léto	900	50	0	425	1	9	29	0,5	0	1	1
	podzim	900	50	0	394	1	9	29	0,5	0	1	1
28	jaro	75	50	1	373	1	57	14	0,6	0	0	0
	léto	75	50	1	393	0	57	14	0,6	0	0	0
	podzim	75	50	1	444	1	57	14	0,6	0	1	1
29	jaro	120	120	0	231	2	43	73	1,1	0	2	1
	léto	120	120	0	261	1	43	73	1,1	0	1	0
	podzim	120	120	0	219	1	43	73	1,1	0	1	1
30	jaro	12	50	0	633	2	57	12	1,1	2	0	1
	léto	12	50	0	538	2	57	12	1,1	1	1	1
	podzim	12	50	0	427	2	57	12	1,1	2	0	1
31	jaro	180	40	0	377	2	22	38	0,7	2	1	1
	léto	180	40	0	364	2	22	38	0,7	2	1	1
	podzim	180	40	0	444	2	22	38	0,7	1	1	0
32	jaro	20	80	0	1024	2	13	111	1,3	2	2	0
	léto	20	80	0	808	0	13	111	1,3	0	0	0
	podzim	20	80	0	965	2		111	1,3	2	1	1

Číslo tůně	Sezóna	Plocha	Hloubka	Historie	Konduktivita	Macrophyta	Chlorofyl a	Celkový obsah P	Celkový obsah N	Lemna	Submergent	Emergent
33	jaro	25	80	0	950	2	33	80	5,1	0	2	0
	léto	25	80	0	920	2	33	80	5,1	2	0	1
	podzim	25	80	0	1272	1	33	80	5,1	0	1	0
34	jaro	8	40	0	890	2	11	14	4,1	2	0	0
	léto	8	40	0	974	0	11	14	4,1	0	0	0
	podzim	8	40	0	1025	0	11	14	4,1	0	0	0
35	jaro	500	130	0	512	2	89	105	1,3	0	2	2
	léto	500	130	0	467	2	89	105	1,3	0	2	1
	podzim	500	130	0	244	2	89	105	1,3	1	2	1
36	jaro	36	40	0	397	1	103	327	5	0	1	1
	léto	36	40	0	272	0	103	327	5	0	0	0
	podzim	36	40	0	507	0	103	327	5	0	0	0
37	jaro	6	30	0	466	0	31	29	12,3	0	0	0
	léto	6	30	0	600	0	31	29	12,3	0	0	0
	podzim	6	30	0	538	0	31	29	12,3	0	0	0
38	jaro	75	120	0	120	1	26	19	0,6	0	1	0
	léto	75	120	0	109	0	26	19	0,6	0	0	0
	podzim	75	120	0	188	0	26	19	0,6	0	1	0
39	jaro	60	50	0	933	2	32	17	0,6	1	2	1
	léto	60	50	0	762	1	32	17	0,6	0	1	1
	podzim	60	50	0	939	1	32	17	0,6	0	1	1
40	jaro	2400	150	0	431	1	7	16	0,5	0	1	1
	léto	2400	150	0	762	1	7	16	0,5	0	1	0
	podzim	2400	150	0	307	1	7	16	0,5	0	1	1
41	jaro	324	80	0	513	2	21	21	2,1	2	2	0
	léto	324	80	0	500	1	21	21	2,1	0	1	0
	podzim	324	80	0	702	2	21	21	2,1	0	2	0
42	jaro	200	150	1	220	2	19	210	1,3	2	0	1
	léto	200	150	1	244	1	19	210	1,3	1	1	0
	podzim	200	150	1	226	2	19	210	1,3	2	1	0

2006

Číslo tůně	Sezóna	Plocha	Hloubka	Historie	Konduktivita	Macrophyta	Chlorofyl a	Celkový obsah P	Celkový obsah N	Lemna	Submergent	Emergent
1	jaro	42	30	1	605	0	38	107	3,1	0	0	0
	léto	42	30	1	169	2	38	107	3,1	0	2	1
	podzim	42	30	1	368	1	38	107	3,1	0	1	1
2	jaro	600	130	0	347	1	20	15	0,6	0	1	0
	léto	600	130	0	297	1	20	15	0,6	0	1	1
	podzim	600	130	0	345	1	20	15	0,6	0	1	1
3	jaro	345	150	0	286	1	16	80	0,8	0	1	1
	léto	345	150	0	225	2	16	80	0,8	0	2	2
	podzim	345	150	0	259	1	16	80	0,8	0	1	1
4	jaro	225	100	0	426	1	37	73	1,3	0	0	1
	léto	225	100	0	418	2	37	73	1,3	0	2	1
	podzim	225	100	0	488	1	37	73	1,3	0	1	1
5	jaro	225	120	0	130	1	21	41	0,7	0	1	0
	léto	225	120	0	80	2	21	41	0,7	0	2	2
	podzim	225	120	0	224	2	21	41	0,7	0	0	2
6	jaro	250	150	0	320	1	26	166	0,7	0	1	1
	léto	250	150	0	318	1	26	166	0,7	0	2	2
	podzim	250	150	0	405	1	26	166	0,7	0	1	1
7	jaro	250	100	0	80	1	28	127	1,2	0	1	0
	léto	250	100	0	115	2	28	127	1,2	0	2	2
	podzim	250	100	0	157	1	28	127	1,2	0	0	2
8	jaro	20	100	0	80	1	45	51	2	0	1	0
	léto	20	100	0	102	1	45	51	2	1	1	0
	podzim	20	100	0	208	2	45	51	2	1	2	1
9	jaro	360	150	0	285	1	24	51	0,8	0	1	0
	léto	360	150	0	321	2	24	51	0,8	1	2	0
	podzim	360	150	0	450	2	24	51	0,8	0	1	0
10	jaro	0,5	40	0	738	2	23	58	2	0	0	2
	léto	0,5	40	0	878	2	23	58	2	0	0	2
	podzim	0,5	40	0	987	2	23	58	2	0	0	2
11	jaro	150	70	1	957	0	11	17	0,7	0	0	0
	léto	150	70	1	875	1	11	17	0,7	0	0	1
	podzim	150	70	1	927	0	11	17	0,7	0	0	1
12	jaro	45	100	0	857	1	33	136	0,6	0	0	1
	léto	45	100	0	755	1	33	136	0,6	0	0	1
	podzim	45	100	0	866	1	33	136	0,6	0	0	1
13	jaro	180	150	0	419	1	44	41	4,1	0	1	1
	léto	180	150	0	399	2	44	41	4,1	0	2	2
	podzim	180	150	0	564	2	44	41	4,1	0	2	2
14	jaro	600	80	1	330	2	24	161	1,3	0	0	2
	léto	600	80	1	418	2	24	161	1,3	0	0	2
	podzim	600	80	1	455	2	24	161	1,3	0	0	2
15	jaro	216	50	1	225	1	98	150	1,2	0	0	1
	léto	216	50	1	422	2	98	150	1,2	0	1	2
	podzim	216	50	1	482	2	98	150	1,2	0	0	2
16	jaro	250	120	1	71	2	144	254	1,9	2	2	2
	léto	250	120	1	124	2	144	254	1,9	2	2	2
	podzim	250	120	1	115	2	144	254	1,9	2	2	2
17	jaro	10	200	1	50	1	45	525	1,7	0	1	0
	léto	10	200	1	61	1	45	525	1,7	1	1	1
	podzim	10	200	1	74	1	45	525	1,7	1	1	1
18	jaro	60	100	0	674	1	41	110	0,8	1	1	0
	léto	60	100	0	768	2	41	110	0,8	1	2	0
	podzim	60	100	0	560	1	41	110	0,8	1	1	0
19	jaro	7,5	50	0	50	1	9	51	5,1	0	1	0
	léto	7,5	50	0	541	1	9	51	5,1	0	1	0
	podzim	7,5	50	0	555	1	9	51	5,1	0	1	0

Číslo tůně	Sezóna	Plocha	Hloubka	Historie	Konduktivita	Macrophyta	Chlorofyl a	Celkový obsah P	Celkový obsah N	Lemna	Submergent	Emergent
20	jaro	2	20	0	630	1	7	37	0,8	0	1	0
	léto	2	20	0	399	2	7	37	0,8	0	1	0
	podzim	2	20	0	427	1	7	37	0,8	0	1	0
21	jaro	4	30	0	410	0	7	38	6,1	0	0	0
	léto	4	30	0	80	0	7	38	6,1	0	0	0
	podzim	4	30	0	638	0	7	38	6,1	0	0	0
22	jaro	600	50	0	345	1	24	20	1,6	0	1	0
	léto	600	50	0	408	2	24	20	1,6	0	2	1
	podzim	600	50	0	336	2	24	20	1,6	0	2	2
23	jaro	540	120	0	571	2	33	30	0,7	0	2	1
	léto	540	120	0	453	2	33	30	0,7	0	2	1
	podzim	540	120	0	516	2	33	30	0,7	0	2	1
24	jaro	150	80	0	474	1	9	10	0,5	0	1	0
	léto	150	80	0	263	1	9	10	0,5	0	1	1
	podzim	150	80	0	486	1	9	10	0,5	0	0	1
25	jaro	20	90	0	375	1	27	9	0,7	0	1	0
	léto	20	90	0	406	1	27	9	0,7	0	1	0
	podzim	20	90	0	444	1	27	9	0,7	0	0	1
26	jaro	400	100	0	357	1	8	12	0,4	0	1	0
	léto	400	100	0	360	1	8	12	0,4	0	1	1
	podzim	400	100	0	450	1	8	12	0,4	0	0	1
27	jaro	900	50	0	374	1	9	29	0,5	0	1	1
	léto	900	50	0	331	1	9	29	0,5	0	1	0
	podzim	900	50	0	420	1	9	29	0,5	0	1	1
28	jaro	75	50	1	408	0	57	14	0,6	0	0	0
	léto	75	50	1	351	1	57	14	0,6	0	2	1
	podzim	75	50	1	444	1	57	14	0,6	0	1	1
29	jaro	120	120	0	233	1	43	73	1,1	0	1	0
	léto	120	120	0	276	2	43	73	1,1	0	2	1
	podzim	120	120	0	278	1	43	73	1,1	0	1	1
30	jaro	12	50	0	463	2	57	12	1,1	1	1	1
	léto	12	50	0	699	2	57	12	1,1	2	0	1
	podzim	12	50	0	446	2	57	12	1,1	2	0	1
31	jaro	180	40	0	364	2	22	38	0,7	2	1	1
	léto	180	40	0	481	2	22	38	0,7	2	1	1
	podzim	180	40	0	484	2	22	38	0,7	1	1	0
32	jaro	20	80	0	705	0	13	111	1,3	0	0	0
	léto	20	80	0	1070	2	13	111	1,3	2	2	0
	podzim	20	80	0	916	2	13	111	1,3	2	1	1
33	jaro	25	80	0	841	2	33	80	5,1	2	0	1
	léto	25	80	0	1177	1	33	80	5,1	0	1	0
	podzim	8	40	0	906	0	11	14	4,1	0	0	0
34	jaro	8	40	0	822	2	11	14	4,1	2	0	0
	léto	8	40	0	1426	0	11	14	4,1	0	0	0
	podzim	500	130	0	772	2	89	105	1,3	0	2	1
353	jaro	500	130	0	568	2	89	105	1,3	0	2	2
	léto	500	130	0	674	2	89	105	1,3	1	2	1
	podzim	36	40	0	312	0	103	327	5	0	0	0
36	jaro	36	40	0	260	1	103	327	5	0	1	1
	léto	36	40	0	358	0	103	327	5	0	0	0
	podzim	6	30	0	538	0	31	29	12,3	0	0	0
37	jaro	6	30	0	0	0	31	29	12,3	0	0	0
	léto	6	30	0	452	0	31	29	12,3	0	0	0
	podzim	75	120	0	248	0	26	19	0,6	0	0	0
38	jaro	75	120	0	185	1	26	19	0,6	0	1	0
	léto	75	120	0	285	0	26	19	0,6	0	1	0
	podzim	60	50	0	806	1	32	17	0,6	0	1	1
39	jaro	60	50	0	1002	2	32	17	0,6	1	2	1
	léto	60	50	0	1589	1	32	17	0,6	0	1	1
	podzim	2400	150	0	347	1	7	16	0,5	0	1	0
40	jaro	2400	150	0	183	1	7	16	0,5	0	1	1
	léto	2400	150	0	284	1	7	16	0,5	0	1	1
	podzim	324	80	0	468	1	21	21	2,1	0	1	0
41	jaro	324	80	0	563	2	21	21	2,1	2	2	0
	léto	324	80	0	791	2	21	21	2,1	0	2	0
	podzim	200	150	1	263	1	19	210	1,3	1	1	0
42	jaro	200	150	1	275	2	19	210	1,3	2	0	1
	léto	200	150	1	305	2	19	210	1,3	2	1	0
	podzim	42	30	1	605	0	38	107	3,1	0	0	0

2009

Číslo tůně	Sezóna	Plocha	Hloubka	Historie	Konduktivita	Macrophyta	Chlorofyl a	Celkový obsah P	Celkový obsah N	Sneller	Lemna	Submergent	Emergent
1	jaro	180	50	1	261	1	14	NA	NA	22	1	2	1
	léto	25	20	1	530	2	54	NA	NA	11	2	0	1
	podzim	100	40	1	399	1	71	NA	NA	9	1	0	1
2	jaro	NA	NA	0	509	2	17	NA	NA	23	0	1	1
	léto	800	100	0	323	1	14	NA	NA	33	0	2	1
	podzim	800	100	0	NA	1	6	NA	NA	45	0	2	1
3	jaro	450	100	0	145	1	14	NA	NA	38	0	2	1
	léto	600	150	0	98	2	15	NA	NA	35	0	2	1
	podzim	600	150	0	NA	2	23	NA	NA	23	0	2	1
4	jaro	1250	100	0	408	2	57	NA	NA	25	0	0	2
	léto	375	150	0	298	2	26	NA	NA	32	0	2	1
	podzim	375	120	0	340	2	60	NA	NA	20	0	2	1
5	jaro	635	80	0	156	2	31	NA	NA	17	0	2	2
	léto	204	50	0	143	2	17	NA	NA	17	0	2	2
	podzim	204	100	0	196	0	24	NA	NA	30	0	0	0
6	jaro	825	120	0	306	2	22	NA	NA	30	0	2	1
	léto	350	150	0	310	2	42	NA	NA	12	0	2	2
	podzim	350	150	0	298	1	18	NA	NA	16	0	2	1
7	jaro	350	100	0	NA	2	35	NA	NA	35	0	1	1
	léto	600	80	0	87	1	39	NA	NA	16	0	0	2
	podzim	350	100	0	51	2	16	NA	NA	20	0	1	2

Číslo tůně	Sezóna	Plocha	Hloubka	Historie	Konduktivita	Macrophyta	Chlorofyl a	Celkový obsah P	Celkový obsah N	Sneller	Lemna	Submergent	Emergent
8	jaro	22	40	0	89	2	13	NA	NA	12	2	0	2
	léto	36	50	0	132	2	38	NA	NA	17	2	2	2
	podzim	22	60	0	103	2	108	NA	NA	7	2	0	2
9	jaro	900	20	0	351	2	62	NA	NA	30	2	2	1
	léto	720	200	0	363	2	12	NA	NA	60	0	2	0
	podzim	900	150	0	370	2	49	NA	NA	35	2	2	1
10	jaro	5,25	30	0	683	2	12	NA	NA	38	0	0	2
	léto	3,75	30	0	715	2	NA	NA	NA	15	0	0	2
	podzim	3,75	60	0	645	2	32	NA	NA	17	0	0	2
11	jaro	180	100	1	717	1	12	NA	NA	17	0	0	1
	léto	120	100	1	821	1	9	NA	NA	25	0	1	1
	podzim	120	100	1	697	1	8	NA	NA	25	0	0	1
12	jaro	65	40	0	637	1	19	NA	NA	44	0	0	1
	léto	40	50	0	681	1	11	NA	NA	32	0	1	1
	podzim	40	80	0	740	2	9	NA	NA	42	0	0	1
13	jaro	250	120	0	373	2	37	NA	NA	23	0	2	2
	léto	176	120	0	411	2	44	NA	NA	37	0	2	2
	podzim	176	100	0	429	1	15	NA	NA	33	0	2	1
14	jaro	300	60	1	376	2	9	NA	NA	14	1	2	2
	léto	91	20	1	373	2	46	NA	NA	12	0	2	2
	podzim	91	20	1	442	2	21	NA	NA	10	0	0	2
15	jaro	300	40	1	331	NA	42	NA	NA	17	0	0	2
	léto	104	40	1	347	2	68	NA	NA	12	2	0	2
	podzim	104	50	1	323	2	76	NA	NA	12	2	0	2
16	jaro	300	NA	1	NA	1	-	NA	NA	NA	1	0	2
	léto	975	100	1	98	2	106	NA	NA	19	0	2	2
	podzim	200	100	1	59	2	404	NA	NA	9	2	2	1
17	jaro	75	100	1	104	2	35	NA	NA	10	2	2	2
	léto	40	100	1	103	2	31	NA	NA	10	2	2	2
	podzim	40	100	1	68	2	85	NA	NA	12	1	2	2
18	jaro	63	40	0	290	2	12	NA	NA	35	2	0	0
	léto	31,5	60	0	265	2	18	NA	NA	17	2	0	0
	podzim	31,5	80	0	627	2	85	NA	NA	22	2	0	0
19	jaro	6,75	70	0	429	1	8	NA	NA	60	0	0	2
	léto	8	50	0	456	2	10	NA	NA	38	0	0	2
	podzim	10	60	0	401	2	6	NA	NA	30	1	0	2
20	jaro	3	30	0	323	0	6	NA	NA	60	0	0	0
	léto	3	20	0	334	0	5	NA	NA	60	0	0	0
	podzim	3	50	0	330	0	6	NA	NA	33	0	0	0
21	jaro	6	30	0	555	2	5	NA	NA	60	0	0	2
	léto	5	20	0	570	2	5	NA	NA	60	0	0	2
	podzim	5	30	0	559	2	10	NA	NA	55	0	0	2
22	jaro	675	150	0	282	2	49	NA	NA	33	2	2	0
	léto	325	150	0	355	2	9	NA	NA	20	0	2	0
	podzim	325	150	0	240	1	31	NA	NA	38	0	2	0
23	jaro	375	100	0	329	2	7	NA	NA	31	0	0	2
	léto	350	60	0	302	2	12	NA	NA	28	0	1	2
	podzim	350	70	0	547	2	8	NA	NA	42	0	2	2
24	jaro	200	80	0	399	2	7	NA	NA	55	0	2	2
	léto	160	80	0	360	NA	9	NA	NA	44	0	2	2
	podzim	100	60	0	387	2	9	NA	NA	55	0	2	2
25	jaro	27	100	0	356	1	18	NA	NA	20	0	0	1
	léto	16	60	0	471	2	13	NA	NA	14	0	0	1
	podzim	16	100	0	456	1	7	NA	NA	47	0	2	1
26	jaro	600	150	0	296	1	10	NA	NA	40	0	2	1
	léto	625	150	0	200	2	11	NA	NA	30	0	2	1
	podzim	625	100	0	242	2	7	NA	NA	37	0	2	1
27	jaro	1200	150	0	387	1	10	NA	NA	17	0	0	1
	léto	875	150	0	268	2	6	NA	NA	24	0	2	1
	podzim	750	150	0	256	1	7	NA	NA	47	0	2	1
28	jaro	32	50	1	378	2	20	NA	NA	23	0	2	0
	léto	60	70	1	371	0	12	NA	NA	NA	0	0	0
	podzim	32	50	1	380	2	116	NA	NA	15	0	2	0
29	jaro	9	150	0	114	2	14	NA	NA	20	0	2	1
	léto	66	50	0	256	2	74	NA	NA	37	0	2	1
	podzim	66	100	0	293	1	51	NA	NA	30	0	2	1
30	jaro	3,75	50	0	557	2	178	NA	NA	7	2	0	0
	léto	7	50	0	284	2	25	NA	NA	10	2	0	1
	podzim	6	40	0	360	2	14	NA	NA	26	2	0	1
31	jaro	120	100	0	395	1	6	NA	NA	22	0	0	1
	léto	20	20	0	440	1	31	NA	NA	14	1	0	2
	podzim	150	100	0	379	1	29	NA	NA	34	0	2	2
32	jaro	10,5	50	0	770	0	8	NA	NA	23	0	0	0
	léto	25	25	0	712	2	7	NA	NA	17	2	0	0
	podzim	25	40	0	713	2	7	NA	NA	47	2	0	1
33	jaro	4	15	0	972	2	15	NA	NA	28	0	0	2
	léto	3	40	0	852	2	15	NA	NA	18	0	0	2
	podzim	12	40	0	779	2	15	NA	NA	23	0	0	2
34	jaro	6	30	0	756	2	8	NA	NA	33	0	0	1
	léto	8	50	0	781	0	8	NA	NA	24	0	0	1
	podzim	80	150	0	656	NA	17	NA	NA	12	0	1	1
35	jaro	100	60	0	752	2	76	NA	NA	5	2	0	2
	léto	100	100	0	534	2	357	NA	NA	12	2	1	2
	podzim	120	20	0	322	1	27	NA	NA	10	0	0	2
36	jaro	75	25	0	207	2	10	NA	NA	20	1	0	1
	léto	75	30	0	NA	0	33	NA	NA	17	0	1	2
	podzim	75	30	0	NA	0	33	NA	NA	17	0	1	1
37	jaro	0,45	30	0	685	0	11	NA	NA	10	0	0	0
	léto	NA	NA	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	podzim	NA	NA	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
38	jaro	24	60	0	265	2	12	NA	NA	12	1	2	1
	léto	24	40	0	488	1	12	NA	NA	22	1	0	1
	podzim	75	100	0	1687	2	9	NA	NA	49	0	2	0

Číslo tůně	Sezóna	Plocha	Hloubka	Historie	Konduktivita	Macrophyta	Chlorofyl a	Celkový obsah P	Celkový obsah N	Sneller	Lemna	Submergent	Emergent
39	jaro	24	30	0	982	2	9	NA	NA	27	0	2	0
	léto	24	60	0	1018	1	13	NA	NA	35	0	2	1
	podzim	4000	150	0	332	2	5	NA	NA	45	0	2	1
40	jaro	800	110	0	248	2	6	NA	NA	20	0	2	1
	léto	800	100	0	268	2	8	NA	NA	32	0	2	1
	podzim	324	80	0	736	2	18	NA	NA	47	2	2	1
41	jaro	150	20	0	475	2	36	NA	NA	40	2	0	1
	léto	150	40	0	1072	1	14	NA	NA	22	1	0	2
	podzim	900	20	0	351	2	62	NA	NA	30	2	2	2
42	jaro	800	150	1	277	1	10	NA	NA	20	0	0	1
	léto	525	150	1	196	2	10	NA	NA	15	2	2	1
	podzim	700	150	1	213	1	22	NA	NA	25	2	2	1

2017

Číslo tůně	Sezóna	Plocha	Hloubka	Historie	Konduktivita	Macrophyta	Chlorofyl a	Celkový obsah P	Celkový obsah N	Sneller	Lemna	Submergent	Emergent
1	jaro	45	30	1	362	2	53	39	1,45	12	0	0	2
	léto	45	5	1	507,5	0	328	NA	1,15	5	0	0	0
	podzim	45	10	1	581	0	97	10	2,9	15	0	0	0
2	jaro	184	150	0	485,5	2	31	NA	1,85	25	0	0	2
	léto	184	100	0	543	1	43	20	0,66	43	0	0	1
	podzim	184	150	0	645	2	76	12	0,79	35	0	0	2
3	jaro	72	120	0	197	2	876	NA	2	25	0	2	0
	léto	72	150	0	292,5	1	79	60	0,78	40	0	1	0
	podzim	72	120	0	228,5	2	106	77	1,13	37	0	2	1
4	jaro	90	120	0	349	2	133	NA	1,61	43	1	1	1
	léto	90	120	0	324	1	452	20	1,15	30	0	1	1
	podzim	90	120	0	446,5	1	232	39	1,62	37	0	0	1
5	jaro	168	120	0	147,5	2	211	NA	1,78	27	0	2	1
	léto	168	80	0	119	2	134	10	0,85	40	0	2	1
	podzim	168	120	0	135	2	214	12	1,3	30	0	2	1
6	jaro	140	200	0	306	1	97	39	6,2	20	0	0	2
	léto	140	200	0	352,5	1	51	NA	0,59	30	0	0	1
	podzim	140	230	0	302,5	1	67	0	0,32	25	0	0	1
7	jaro	140	80	0	93	2	308	NA	1,99	12	2	0	1
	léto	140	80	0	76	2	225	60	0,91	27	2	2	1
	podzim	140	80	0	60	NA	109	77	1,06	28	0	0	0
8	jaro	36	100	0	61	2	691	NA	1,33	18	0	0	2
	léto	36	150	0	54	1	448	10	1,14	39	0	0	1
	podzim	36	100	0	64	2	93	39	1,16	28	0	0	1
9	jaro	180	100	0	251	2	118	NA	3,27	18	2	0	1
	léto	180	100	0	173	2	323	20	0,73	NA	2	0	1
	podzim	180	100	0	273	1	62	23	2,31	35	0	0	2
10	jaro	4	5	0	672	2	189	NA	0,96	7	0	0	2
	léto	4	50	0	422,5	2	42	10	0,32	NA	0	0	2
	podzim	4	30	0	586,5	2	74	39	0,73	42	0	0	2
11	jaro	200	70	1	758,5	2	292	39	0,4	44	0	1	2
	léto	200	70	1	705	2	179	NA	0,76	24	0	2	2
	podzim	200	70	1	685,5	2	61	190	0,28	NA	0	0	2
12	jaro	30	30	0	612,5	2	152	NA	0,48	34	0	2	1
	léto	30	30	0	527	0	35	25	0,18	NA	0	0	1
	podzim	30	30	0	628,5	1	77	39	0,45	33	0	2	1
13	jaro	120	120	0	387,5	2	2394	NA	1,28	18	2	0	1
	léto	120	120	0	436,5	2	259	20	0,4	29	2	0	1
	podzim	120	120	0	398	2	231	39	0,51	29	2	0	1
14	jaro	40	10	1	325	0	792	NA	2	10	1	0	0
	léto	40	40	1	164,5	2	69	60	0,45	31	1	0	1
	podzim	500	40	1	292,5	2	492	116	1,05	29	0	1	2
15	jaro	NA	NA	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	léto	NA	NA	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	podzim	NA	NA	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
16	jaro	900	100	1	58	1	210	39	1,04	36	0	0	1
	léto	900	100	1	49	2	148	NA	0,79	32	2	0	1
	podzim	900	100	1	56,5	2	223	30	0,69	27	1	2	1
17	jaro	40	110	1	72	2	480	NA	0,94	15	2	0	1
	léto	40	100	1	45,5	2	134	170	0,72	25	2	0	1
	podzim	40	110	1	51,5	2	381	39	1,1	20	2	0	1
18	jaro	50	50	0	157	2	341	NA	1,82	7	2	0	0
	léto	50	120	0	213	2	918	180	1,03	20	1	0	2
	podzim	50	80	0	222,5	2	181	77	1,24	35	2	0	0
19	jaro	6,8	30	0	488	1	41	NA	6,16	55	0	0	1
	léto	6,8	30	0	432,5	1	17	40	4,17	60	0	0	1
	podzim	6,8	30	0	331	1	71	154	5,24	37	0	0	1
20	jaro	4	20	0	527	0	21	NA	7,42	17	0	0	0
	léto	4	20	0	567,5	0	26	20	7,03	60	0	0	0
	podzim	4	20	0	575	1	81	39	7,12	50	0	0	0
21	jaro	1,8	20	0	365	2	54	77	1,42	55	0	0	2
	léto	1,8	20	0	389,5	2	38	NA	1,29	25	0	0	2
	podzim	1,8	20	0	343	2	10	15	0,75	60	0	0	2
22	jaro	78,5	NA	0	278	2	11	NA	1,81	47	1	2	1
	léto	78,5	NA	0	246,5	2	6	15	2,23	NA	1	2	1
	podzim	78,5	NA	0	338	2	33	39	3,28	50	1	2	1
23	jaro	95	80	0	437	2	292	NA	0,93	32	0	1	2
	léto	95	80	0	362,5	2	381	10	0,65	NA	0	0	2
	podzim	95	80	0	345	2	80	39	1,01	39	0	0	2
24	jaro	50	150	0	452	2	37	NA	0,56	33	0	0	2
	léto	50	150	0	420	2	97	10	0,34	NA	0	0	2
	podzim	50	150	0	459,5	2	36	39	0,57	37	0	0	2
25	jaro	10	50	0	341	2	111	NA	0,59	21	0	2	1
	léto	10	50	0	336,5	2	15	30	3,15	NA	1	1	2
	podzim	10	50	0	370	1	13	39	2,93	43	1	1	1
26	jaro	450	140	0	356,5	1	129	39	0,78	23	0	0	1
	léto	450	140	0	229	NA	99	NA	0,68	32	0	0	1
	podzim	450	140	0	288		55	10	0,46	NA	0	0	1

Číslo tůně	Sezóna	Plocha	Hloubka	Historie	Konduktivita	Macrophyta	Chlorofyl a	Celkový obsah P	Celkový obsah N	Sneller	Lemna	Submergent	Emergent
27	jaro	2000	150	0	445	0	187	NA	0,77	17	0	0	0
	léto	2000	150	0	334	0	196	10	0,61	NA	0	0	0
	podzim	2000	150	0	432,5	0	309	39	0,89	19	0	0	0
28	jaro	33	60	1	323	2	303	NA	2	24	1	2	0
	léto	33	60	1	441,5	0	410	20	1,28	24	0	0	0
	podzim	33	60	1	314	0	102	77	1,09	33	0	0	0
29	jaro	28	50	0	306,5	2	422	NA	1,51	17	1	2	1
	léto	28	50	0	260,5	2	112	5	0,79	29	1	2	1
	podzim	60	100	0	300,5	2	427	39	1,11	29	0	2	1
30	jaro	4	50	0	357,5	1	111	NA	1,12	10	0	0	1
	léto	4	50	0	534	1	95	125	1,52	18	0	0	2
	podzim	4	50	0	504,5	1	235	385	1,31	23	0	0	1
31	jaro	100	50	0	403,5	2	45	77	1,04	41	0	0	2
	léto	76	30	0	291	2	64	NA	1,16	19	1	2	2
	podzim	76	30	0	364	2	30	30	1,06	25	1	1	2
32	jaro	30	20	0	715	2	121	NA	1,31	NA	0	0	2
	léto	30	20	0	660,5	2	45	10	1,76	30	0	0	2
	podzim	30	20	0	710	NA	166	58	1,8	24	0	0	0
33	jaro	NA	NA	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	léto	NA	NA	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	podzim	NA	NA	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
34	jaro	2	10	0	1053	0	45	10	2,22	10	0	0	0
	léto	2	5	0	824,5	0	267	39	2,46	10	0	0	0
	podzim	150	50	0	567	2	645	NA	2	9	0	0	0
35	jaro	150	100	0	540,5	2	944	75	1,23	NA	2	0	2
	léto	150	150	0	555,5	2	1642	308	1,43	19	2	0	2
	podzim	3,8	5	0	250,5	0	307	116	4,92	15	0	0	2
36	jaro	3,8	5	0	207	1	151	NA	3,4	25	0	0	0
	léto	3,8	20	0	221	2	80	60	5,69	NA	1	0	1
	podzim	6	5	0	394	0	246	NA	4,59	3	0	0	1
37	jaro	6	5	0	603	0	292	15	3,77	NA	0	0	0
	léto	6	20	0	470	0	129	77	3,28	25	0	0	0
	podzim	9	40	0	354,5	2	425	NA	1,93	4	2	0	0
38	jaro	9	40	0	578,5	2	189	30	1,17	NA	1	0	1
	léto	140	150	0	516	2	79	39	0,73	33	2	1	1
	podzim	0	0	0	0	2	0	NA	0	0	2	0	1
39	jaro	NA	50	0	1450,5	2	290	40	0,65	NA	1	1	1
	léto	175	100	0	1570	2	33	39	0,8	43	1	2	2
	podzim	300	50	0	351,5	2	73	NA	1,47	16	0	2	1
40	jaro	300	50	0	324	2	102	20	0,59	NA	0	2	1
	léto	1200	150	0	378	2	32	39	0,57	48	0	2	1
	podzim	156	100	0	902,5	2	134	116	1,21	40	2	0	1
41	jaro	NA	NA	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	léto	NA	NA	0	1126	2	259	20	0,81	NA	1	0	1
	podzim	500	150	1	175,5	2	497	NA	2,95	5	2	0	1
42	jaro	500	150	1	160,5	1	167	425	2,51	NA	0	0	1
	léto	500	150	1	202	2	182	231	1,33	28	2	0	1
	podzim	4	50	0	357,5	1	111	NA	1,12	10	0	0	1